

Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven

Een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen

H.J. Hekhuis, J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers

IBN-rapport 078

Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek
Wageningen

ISSN: 0928-6888
1994

INHOUD

| | |
|---|----|
| VOORWOORD | 7 |
| SAMENVATTING | 9 |
| SUMMARY | 15 |
| 1. INLEIDING | 17 |
| 1.1 Aanleiding | 17 |
| 1.2 Probleemstelling | 18 |
| 1.3 Doelstelling | 20 |
| 1.4 Beperkingen | 22 |
| 1.5 Onderzoeksopzet en opbouw van het rapport | 22 |
| 2. BESCHRIJVING METHODE OM DOELEN OPERATIONEEL TE MAKEN | 24 |
| 2.1 De toegepaste methode | |
| 2.2 Bespreking vanuit de invalshoeken bedrijfsplanning en economische analyse | 25 |
| 3. DOELCRITERIA VOOR DE NATUURFUNCTIE | 30 |
| 3.1 Natuurwaarde | 30 |
| 3.2 Natuur(behouds)evaluatie en criteria | 31 |
| 3.3 Relatie met de Ecosysteemvisie Bos | 35 |
| 3.4 Bepaling doelcriteria | 37 |
| 3.4.1 Inleiding | 37 |
| 3.4.2 Doelcriteria voor natuurlijkheid en kenmerkendheid | 38 |
| 3.4.3 Doelcriteria voor verscheidenheid | 42 |
| 4. RELATIES TUSSEN DOELCRITERIA EN TERREINKENMERKEN | 55 |
| 4.1 Inleiding | 55 |
| 4.2 Terreinkenmerken | 55 |
| 4.3 Doelcriteria voor natuurlijkheid en kenmerkendheid | 56 |
| 4.3.1 Inleiding | 56 |
| 4.3.2 Doelcriterium 1: 'Het aandeel spontaan gevestigde bomen' | 57 |
| 4.3.3 Doelcriterium 2: 'De hoeveelheid staand en liggend dood hout' | 57 |
| 4.3.4 Doelcriterium 3: 'Het ongestoord zijn van de bosbodem' | 59 |

| | | |
|--------|--|-----|
| 4.3.5 | Doelcriterium 4: 'Het aandeel ter plekke van nature thuis horende boomsoorten | 61 |
| 4.3.6 | Doelcriterium 5: 'De grootte van de verjongingseenheden' | 63 |
| 4.3.7 | Doelcriterium 6: 'Het voorkomen van de verschillend bosontwikkelingsfasen' | 64 |
| 4.3.8 | Doelcriterium 7: 'Het aantal oude en aftakelende bomen' | 66 |
| 4.4 | Doelcriteria voor verscheidenheid | 67 |
| 4.4.1 | Inleiding | 67 |
| 4.4.2 | Doelcriterium 8: 'Geschiktheid voor de Boompieper- groep' | 68 |
| 4.4.3 | Doelcriterium 9: 'Geschiktheid voor de Tuinfluitergroep' | 70 |
| 4.4.4 | Doelcriterium 10: 'Geschiktheid voor de Grote-bonte- spechtgroep' | 72 |
| 4.4.5 | Doelcriterium 11: 'Geschiktheid voor de Boomklevergroep' | 75 |
| 4.4.6 | Doelcriterium 12: 'Geschiktheid voor de Zwarte-meesgroep' | 77 |
| 4.4.7 | Doelcriterium 13: 'Geschiktheid voor de Rosse-woel- muisgroep' | 80 |
| 4.4.8 | Doelcriterium 14: 'Geschiktheid voor de Eekhoorngroep' | 82 |
| 4.4.9 | Doelcriterium 15: 'Geschiktheid voor de Vleermuisgroep' | 83 |
| 4.4.10 | Doelcriterium 16: 'Geschiktheid voor de Dagvlindergroep' | 87 |
| 4.4.11 | Doelcriterium 17: 'Geschiktheid voor de Rode-bosmiergroep' | 89 |
| 4.4.12 | Doelcriterium 18: 'Geschiktheid voor de Dood-houtkevers' | 93 |
| 4.4.13 | Doelcriterium 19: 'Geschiktheid voor de Bosreptielengroep' | 95 |
| 4.4.14 | Doelcriterium 20: 'Ontwikkeling Bosflora' | 98 |
| 4.5 | Samenvatting | 108 |
| 5. | VOORBEELDTOEPASSING EN TOETSING | 111 |
| 5.1 | Inleiding | 111 |
| 5.2 | De keuze tussen doeltypen of beheersvarianten | 111 |
| 5.3 | De keuze tussen beheersmaatregelen | 115 |
| 5.3.1 | Inleiding | 115 |
| 5.3.2 | Beoordeling met doelcriteria als evaluatiecriteria | 115 |
| 5.3.3 | Beoordeling met terreinkenmerken als evaluatiecriteria | 117 |
| 5.4 | Evaluatie van de praktijktesten | 117 |
| 6. | CONCLUSIES | 119 |
| 7. | AANBEVELINGEN | 123 |

| | |
|------------|-----|
| LITERATUUR | 125 |
| BIJLAGEN | 133 |

VOORWOORD

Binnen het hoofdproject "Functieervulling bossen" wordt onderzoek uitgevoerd naar het concretiseren van de verschillende bosfuncties voor de besluitvorming bij bestemming, inrichting en beheer van bossen. In dit rapport is de natuurfunctie uitgewerkt voor beheersbeslissingen in multifunctionele bossen. De uitwerking in deze studie sluit aan bij de Ecosysteemvisie Bos en is daarmee een aanvulling voor het multifunctionele bos. Deze studie is een uitstap van het bedrijfsvoeringsonderzoek op het terrein van de ecologie om een aanzet te geven tot integratie van de ecologische en economische kennis.

De natuurfunctie wordt steeds belangrijker bij inrichting en beheer van bossen. De natuurfunctie van bossen is echter een complex geheel. Om steeds door alle bomen, planten, dieren, patronen en processen het bos te blijven zien, is een reducering van de complexiteit en een gestructureerde uitwerking noodzakelijk. Ondanks de reductie van de complexiteit is in deze studie toch nog gebruik gemaakt van een grote hoeveelheid informatie uit (empirisch) onderzoek en veldervaringen van vele personen uit onderzoek en praktijk op een zeer breed terrein. Daarbij is een belangrijke inbreng geleverd door een begeleidingsgroep bestaande uit: H. Piek (Natuurmonumenten), J.M. van den Bos (Staatsbosbeheer), G. Kuipers (Staatsbosbeheer), E.J. Al (IKC-NBLF), H.G.J.M. Koop, A.H.F. Stortelder, P.J.W. Hinssen en J. Bos (allen IBN-DLO). Het geheel is behalve door de begeleidingsgroep ook becommentarieerd door S. van der Werf (IBN-DLO), H.M. Beijer (IKC-NBLF), N.C.M. Maes (Kritisch Bosbeheer), F.G. Blanckenborg (Natuurmonumenten) en Y.R. Hoogeveen (IKC-NBLF). Verder hebben experts en praktijkmensen voor de verschillende onderdelen de tekst becommentarieerd en aangevuld. Het gaat te ver om ieder hier persoonlijk te noemen. Hierbij danken wij allen die aan deze studie hebben meegewerkt.

Het resultaat van de studie ligt nu voor u. Het moet een bijdrage leveren aan een concretere invulling van begrippen als natuurwaarde of natuurfunctie bij planning en uitvoering van het bosbeheer en daarmee aan een effectieve besteding van de beperkte financiële middelen voor het bosbeheer.

Dick Jonkers
Hans de Molenaar
Harrie Hekhuis

SAMENVATTING

In het hoofdproject "Functieervulling bossen" wordt onderzoek gedaan naar het concretiseren van de verschillende bosfuncties voor de besluitvorming bij bestemming, inrichting en beheer van bossen. Het concreet uitwerken van de verschillende bosfuncties is daartoe de eerste stap. Vervolgstappen zijn de bepaling van de kostprijs en de waardering van de verschillende functies en de daadwerkelijke toepassing in evaluatiemethoden en planningsmodellen. In dit rapport is de natuurfunctie in multifunctionele bossen uitgewerkt.

Verscheidende beherende organisaties geven de behoefte aan een evaluatiemethode voor de verschillende bosfuncties voor bosbeheersbeslissingen aan. Zo werkt Staatsbosbeheer op dit moment aan een systeem om de doelen voor het terreinbeheer concreet te maken in het kader van de ontwikkeling van een nieuw resultaatgericht plannings- en besturingssysteem. De opstelling van dit systeem gebeurt mede op basis van de resultaten van "Functieervulling bossen". Ook in veel overheidsplannen voor bos en natuur wordt het belang van het concretiseren van de natuurfunctie voor het beheer van bossen met een meervoudige doelstelling aangegeven. De toenemende maatschappelijke en bestuurlijke vraag naar de verschillende bosfuncties maakt, bij de beperkte beschikbare middelen (grond en financiën), een optimalisatie van de effectiviteit en efficiëntie van de natuur"productie" nodig.

De doelstelling van deze studie was het ontwikkelen van een beschrijvend en (deels) verklarend model van de natuurfunctie voor bosbeheersbeslissingen binnen multifunctionele bossen. Het model wordt ontwikkeld op basis van een in een voorgaande studie ontwikkelde methode om doelen te operationaliseren. De uitwerking van de natuurfunctie moet het mogelijk maken om binnen de beheersplanning:

- 1) meetbare doel- en taakstellingen voor de verschillende beslissingsniveaus binnen een bosbeherende organisatie te formuleren;
- 2) de relatie tussen doelen-maatregelen-middelen te leggen;
- 3) de relaties tussen de verschillende functies te bepalen.

De bedrijfssturing en de keuze tussen alternatieve doelsituaties, beheersvormen en beheersmaatregelen voor het bosbeheer kan met deze uitwerking beter ondersteund worden. De doelgroep van het project zijn de beherende organisaties, specifiek de bestuurders/eigenaren, managers en beheerders binnen deze organisaties.

De natuurfunctie van bossen is complex. Om de natuurfunctie operationeel te maken voor bosbeheersbeslissingen is een gestructureerde uitwerking noodzakelijk. In de diverse natuurevaluaties zoals die in het verleden zijn gebeurd, worden tientallen criteria gebruikt, waarbij de structuur binnen en de samenhang tussen de criteria niet duidelijk is. Dit kan tot foutieve beslissingen leiden. In deze studie is een beschrijvend en deels verklarend model voor de natuurfunctie binnen multifunctionele bossen ontwikkeld, dat voldoet aan de drie hiervoor gestelde eisen. De uitwerking binnen deze studie sluit aan bij de Ecosysteemvisie Bos en is daarmee een uitwerking of aanvulling voor het multifunctionele bos. Het beschrijvende deel van het model is een systemati-

sche weergave van de verschillende elementen van een model (systeem) van de natuurfunctie voor beheersbeslissingen. Het verklarende deel geeft de (in andere studies) empirisch bepaalde relaties tussen de verschillende elementen van het systeem weer. Dit wordt slechts voor een deel van het model uitgewerkt. De elementen van het systeem zijn functies, doelcriteria, terreinkenmerken, maatregelen en (productie)middelen. Tussen deze elementen zijn relaties aanwezig. De verschillende bosfuncties en doelcriteria (de eerste afgeleide meetbare criteria voor een aspect van een functie) kunnen in (deels) dezelfde terreinkenmerken (meetbare en beïnvloedbare kenmerken van de structuur en/of samenstelling van het bos) worden uitgewerkt. Daardoor kunnen op het niveau van terreinkenmerken de relaties tussen de verschillende bosfuncties en doelcriteria worden bepaald. Door deze systematiek zijn de middelen ook indirect aan de doelcriteria en de bosfuncties te koppelen.

Toepassing van de methodiek maakt een meer doelgerichte sturing van het beheer mogelijk en daardoor een efficiëntere inzet van de beschikbare financiële en personele middelen. Voor de verschillende beslissingsniveaus binnen het bosbeheer zijn meetbare doel- en taakstellingen aan te geven. De beperkte ervaringen met de eerste toepassingen van alleen het algemene beschrijvende model voor alle bosfuncties binnen de beheersplanning van Staatsbosbeheer bevestigen de positieve invloed op de doelgerichtheid en de evalueerbaarheid van de plannen. In de beperkte praktijktoets was de rangvolgorde, volgens de in deze studie ontwikkelde evaluatiemethodiek, van de alternatieve beheersvormen of maatregelen voor de deelnemers (beheerders, eigenaren en stafmedewerkers) achteraf helder en verklaarbaar.

Eén van de bijkomende voordelen van de gestructureerde uitwerking van de natuurfunctie in dit rapport is dat een aantal duidelijke besluitvormingsstappen zijn te onderscheiden. Het besluitvormingsproces wordt daardoor helderder. Een deel van de besluiten is objectief te nemen, andere blijven subjectief. Het wordt echter wel exact duidelijk waar de subjectieve keuzes zitten. Bij de uitwerking van de natuurfunctie naar beheersmaatregelen blijken dat te zijn: de waardering van de verschillende doelcriteria en de keuze van de referentie(s) voor de doelcriteria. Welke doelcriteria en referenties worden gekozen is afhankelijk van de aangehouden visie op natuur. Het bestuur van een bosbedrijf zal, voordat binnen de bosbeheersplanning de doelstellingen uitgewerkt kunnen worden naar het te voeren beheer, zich duidelijk uit moeten spreken over de waardering van de verschillende functies, doelcriteria en de te hanteren referenties.

Voor een nauwkeurige uitwerking van het verklarende deel van het model, vooral daar waar het gaat om de relaties tussen de dichtheden aan dier- en plantensoortengroepen en de verschillende kenmerken van de bosstructuur en -samenstelling, zijn er voor een flink aantal onderdelen nog weinig gegevens die gebaseerd zijn op (wetenschappelijk) onderzoek. Van bepaalde onderdelen van het boscosysteem is redelijk veel bekend, bijvoorbeeld over de invloed van het bosbeheer op de bosbroedvogels. Van andere onderdelen is veel minder bekend. Daardoor is de uitwerking van veel onderdelen in deze studie nog verontrustend. Een verdere invulling en validering van het model is daarom nodig.



Foto 1. Een bos met een hoge natuurwaarde?

Er blijken voor de natuurfunctie in multifunctionele bossen een groot aantal doelcriteria van belang te zijn. In deze studie zijn er 20 beschreven. De doelcriteria voor de ingangen natuurlijkheid en kenmerkendheid zijn kenmerken van de bosstructuur of -samenstelling van het ongestoorde, zich spontaan ontwikkelende en voor de betreffende standplaats kenmerkende bos. De beschreven doelcriteria zijn: 'het aandeel spontaan gevestigde bomen', 'de hoeveelheid staand en liggend dood hout', 'het ongestoord zijn van de bosbodem', 'het aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten', 'de grootte van de verjongingseenheden', 'het voorkomen van de bosontwikkelingsfasen' en 'het aantal oude en aftakelende bomen'. Voor de ingang verscheidenheid (of biodiversiteit) betreffen de doelcriteria de geschiktheid voor bepaalde soortengroepen planten en dieren. Door soortengroepen te nemen is de systematiek minder afhankelijk van één soort die door specifieke omstandigheden niet aanwezig is (bijvoorbeeld een strenge winter), dus minder afhankelijk van toeval. Als maat is gestreefd naar de (waarschijnlijke) dichtheid van een aantal indicatorsoorten voor de betreffende soortengroep. Als indicatorsoorten zijn zogenaamde tussensoorten gebruikt, niet de algemene soorten maar ook niet de zeldzame soorten. De soorten(groepen) zijn zo gekozen dat hoe meer soorten(groepen) er aanwezig zijn hoe groter de soortenrijkdom. Bij de keuze van de soorten(groepen) zijn ook de (inter)nationaal zeldzame of de bedreigde soorten van belang. De doelcriteria zijn de geschiktheid voor de boompieper-, de tuinfluiter, de grote-bonte-specht-, de boomklever-, de zwarte-mees-, de rosse-woelmuis-, de eekhoorn-, de vleur-

muis-, de bosdagvlinder-, de rode-bosmier-, de dood-houtkever- en de bos-reptielgroep en de ontwikkeling van de bosflora. Het merendeel van de beschreven doelcriteria bleek meetbaar te definiëren. Voor een aantal doelcriteria bleek dat in deze studie echter niet mogelijk te zijn.

In totaal zijn 14 terreinkenmerken gedefinieerd (meetbare en beïnvloedbare kenmerken van de structuur en samenstelling van het bos) die bepalend zijn voor de 20 doelcriteria. Allen konden meetbaar worden gedefinieerd. In tabel 35 is een overzicht gegeven van de doelcriteria-terreinkenmerk-relaties. Gemeten aan het aantal doelcriteria waarvoor een bepaald terreinkenmerk van belang is, bleken bij deze studie de boomsoortensamenstelling, het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen, de diameterverdeling van de bomen (onder andere samenhangend met de leeftijd), de aanwezigheid van open plekken, de bedekking van de struiklaag en de aanwezigheid van dood hout de belangrijkste terreinkenmerken voor de natuurfunctie binnen multifunctioneel bos.

Het belang dat toegekend wordt aan de verschillende doelcriteria is, zoals hiervoor al gesteld, afhankelijk van de visie op natuur en daarmee subjectief. De specifieke invulling die een beherende organisatie geeft aan de natuurfunctie (door de keuze van de doelcriteria) bepaalt de meest relevante terreinkenmerken voor die organisatie. Bijvoorbeeld de doelcriteria 'geschiktheid voor de boomklevergroep' en 'aanwezigheid van oude en aftakelende bomen' leiden tot de terreinkenmerken boomsoortensamenstelling (hiervoor namelijk het aandeel loofhout), aantal dikke bomen, hoeveelheid dood hout en de bosontwikkelingsfase/diameterverdeling. De keuze voor deze doelcriteria stuurt in de richting van een oud loofbos met veel dood hout met vaak een gesloten karakter. Terwijl bij de keuze voor de doelcriteria 'geschiktheid voor de boompiepergroep', geschiktheid voor de bosdagvlinders', 'oppervlakteverdeling bosontwikkelingsfasen' en de 'geschiktheid voor de rode bosmiergroep' de terreinkenmerken hoeveelheid open plekken en de kroonbedekking belangrijk zijn. De keuze voor deze doelcriteria stuurt in de richting van een open bos met veel open plekken of veel lichtboomsoorten.

Voor de natuurfunctie binnen multifunctionele bossen zijn een aantal terreinkenmerken van belang die ook relevant zijn voor de houtproductie- en recreatiefunctie van bossen; bijvoorbeeld de boomsoortensamenstelling, het gemengd of ongemengd zijn van bossen, de bedekking van de struikétage en de hoeveelheid open plekken. Door de functies/doelcriteria via terreinkenmerken aan elkaar te relateren wordt het mogelijk de relaties/uitruil tussen deze functies te bepalen.

Door de functies en doelcriteria voor de natuurfunctie uit te werken in terreinkenmerken kan ook een relatie worden gelegd met beheersmaatregelen en daardoor met kosten en opbrengsten van dat beheer (de benodigde produktiemiddelen). Een voorbeeld: het verkleinen van de gemiddelde grootte van de verjongingseenheden van 0,75 naar 0,1 ha is positief gezien het doelcriterium "grootte van de verjongingseenheden", maar heeft een negatieve invloed op de kosten van bijvoorbeeld de houtoogst.

De toepassing van de in deze studie uitgewerkte methode wordt snel complex door het grote aantal elementen (doelcriteria en terreinkenmerken). Het beperken van het aantal door het bestuur van het bosbedrijf gewenste doelcri-

teria is daarom van belang. In de (beperkte) testfase van deze studie werd verder duidelijk dat er een sterke samenhang tussen veel terreinkenmerken is. Het gebruik van de systematiek veronderstelt een goed inzicht in de samenhang tussen de verschillende terreinkenmerken (en daarmee inzicht in het functioneren van het bosecosysteem), bijvoorbeeld de relatie tussen het kroonbedekkingspercentage en de bedekking van de struiklaag.

Samengevat is in deze studie een deels beschrijvend en deels verklarend model voor de natuurfunctie ontwikkeld gericht op het beheer van multifunctionele bossen. Door de uitwerking van de natuurfunctie is in dit rapport een verdere stap gezet naar een integrale evaluatiemethodiek voor de functievervulling van bossen. Een verdere invulling en validering van het beschrijvende en verklarende model is nodig. Uiteraard moet elke specifieke beheerende organisatie de methodiek aanpassen aan zijn terreinsituatie, beheersplanningsmethodiek en doelstelling.

SUMMARY

The research program "Functieervulling bossen" (Fulfillment of forest functions) aims at developing a system for operational objectives for forest enterprises. This study develops a model for operationalisation of the nature conservation objectives for management decisions in multiple-use forest. The (descriptive) model described in this study makes it possible to:

- define nature conservation objectives in measurable terms;
- assess the trade-off relationships between forest functions and the consequences of integration;
- assess the relationships between functions, measures, and costs.

The nature conservation objective is complex. For the operationalisation a systematic elaboration in a quantitative manner is necessary. Subjective decisions cannot be totally eliminated, but the planning and evaluation process as a whole gets clearer and a certain measure of objectivity is obtained.

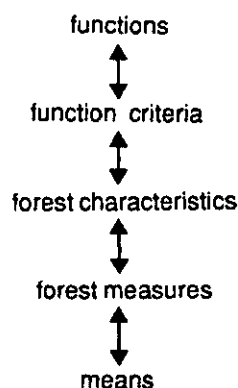


Fig. 1. Structure of the operationalisation method for forest functions.

Forest functions are often defined in an abstract way. Function-criteria are measurable entities, which express the extent to which forest functions in a particular forest are fulfilled. Forest characteristics are measurable entities that can be changed by forest activities. Forest characteristics can be defined at different scales, from stand level to forest level. The basic idea is that by determining relationships between functions, function criteria and forest characteristics, the objectives can be translated into desired forest characteristics. Forest characteristics can be influenced by measures. In this way abstract functions can be translated into measurable targets (desired forest characteristics), measures, and means.

In this study 20 function criteria for the nature conservation objective for forest management decisions are defined, based on naturalness or diversity. The criteria for naturalness are based on ecological processes or patterns in natural forests. The criteria for diversity concern the suitability for certain species groups of plants and animals. The value attached to the different criteria is subjective. The valuation of the different criteria leads to a certain forest use type. 14 important forest characteristics are defined that are related to these criteria. Measured in the number of criteria for which a forest characteristic is

relevant, the most important characteristics are the tree species composition, the amount of dead wood, presence of the different forest development phases, diameter distribution (including the number of old trees), development of the bush-layer.

The application of the operationalisation method makes a more effective forest management possible and by that a more efficient use of limited financial means and labour in forestry. Experiments with the application of the operationalisation method by the State Forest Service confirm the positive influence of the effectiveness of forest management plans.

1. INLEIDING

1.1 Aanleiding

Zoals de subtitel aangeeft is dit rapport bedoeld als een aanzet tot een evaluatiemethode voor de verschillende bosfuncties bij bosbeheers- en bosbedrijfsbeslissingen. De studie is uitgevoerd in het kader van het bosbedrijfsvoeringsonderzoek. Dit onderzoek is gericht op de verbetering van de doelgerichtheid en de doelmatigheid van de bedrijfsvoering en beheer door bosbeherende organisaties. Het betreft onderzoek naar planningsmethoden en -modellen, (bedrijfs)economische evaluatiemethoden en informatie over de bedrijfseconomische en de functieervullingsconsequenties van verschillende beheersmaatregelen, bosbeheersvormen, projecten en plannen. Voor dit onderzoek, dat zich vooral richt op bossen met een meervoudige functie, is een evaluatiemethode waarin alle relevante bosfuncties integraal meegenomen worden, een belangrijke voorwaarde.

Het hoofdproject "Functieervulling bossen" is gestart om het hiervoor benodigde onderzoek uit te voeren. De eerste stap in dit hoofdproject is het concreet maken van de verschillende bosfuncties voor toepassing binnen evaluatiemethoden als kosten/effectiviteits-analyses en multicriteria-analyses. Vervolgstappen zijn het bepalen van de kosten, de waardering van de functies en de daadwerkelijk toepassing in evaluatiemethoden en planningsmodellen. Er wordt in het kader van dit hoofdproject niet alleen gewerkt aan de natuurfunctie. Ook de recreatie- en de houtproductiefunctie, en begrippen als duurzaamheid (zie o.a. Bos en Hekhuis, 1994) en multifunctionaliteit worden uitgewerkt.

Er zijn twee directe redenen om onderzoek naar het concretiseren van de bosfuncties uit te voeren. In de eerste plaats wordt vanuit verschillende bosbeherende organisaties de behoefte aangegeven aan een evaluatiemethode voor de verschillende bosfuncties (vooral de natuur- en recreatiefunctie) voor bosbeheersbeslissingen (zie NRLO nota 88/11). Staatsbosbeheer werkt op dit moment aan een systematiek om de doelen voor het terreinbeheer operationeel te maken in het kader van de ontwikkeling van een nieuw resultaatgericht plannings- en besturingssysteem (zie het project 'Staat der terreinen plus', Staatsbosbeheer, 1992). Vanuit het hoofdproject 'Functieervulling bossen' wordt een directe inbreng geleverd bij de ontwikkeling van dit plannings- en besturingssysteem voor Staatsbosbeheer. Voor alle beherende organisaties is het concreter maken van de functieervulling van belang voor het verbeteren van de interne (binnen de organisaties) en de externe (richting markt, beleid en publiek) afstemming van het beheer. Bij ex-post evaluaties van het beheer en de bedrijfsvoering van bosbeherende organisaties blijkt ook dat één van de manco's het niet operationeel gedefinieerd zijn van de doelstellingen is (LNV, 1990; Staatsbosbeheer, 1990).

Een tweede aanleiding zijn beleidsplannen als het Natuurbeleidsplan (1990), de Ecosysteemvisie Bos (in concept), het Uitvoeringsprogramma Meerjarenplan Bosbouw (1990) en het nieuwe Bosbeleidsplan (1993). In het Natuurbe-

leidsplan (project 28b) en het Uitvoeringsprogramma Meerjarenplan Bosbouw (de actiepunten 81, 27, 26 en 17) wordt het belang van het operationeel maken van de natuurfunctie voor het beheer van bossen met een meervoudige doelstelling aangegeven. In het nieuwe bosbeleidsplan (blz. 90) worden eenvoudige meetbare criteria voor de verschillende bosfuncties gevraagd. De Ecosysteemvisie Bos wil beheerders van multifunctioneel bos handvatten geven voor het sturen van de natuurfunctie. Ook voor beleidsinstrumenten als functiebeloning en gebiedsgericht beleid is het operationeel gedefinieerd zijn van de natuur- en recreatiefunctie van bossen nodig. De grote maatschappelijke vraag naar de verschillende bosfuncties bij de beperkte middelen (grond/ruimte en financiën) maken een optimalisatie qua effectiviteit en efficiëntie van de natuur"productie" nodig.

Niet alleen in Nederland wordt hieraan gewerkt. In andere landen als de Verenigde Staten (bekend is vooral de Spotted Owl-discussie rond het behoud van de 'old growth forests') en Scandinavië wordt hieraan gewerkt (zie onder andere Biesterfeldt & Boyce, 1978; Bowes en Krutilla, 1989; USDA, 1988 en de artikelen in Mattson & Sjødal, 1989; Saastamoinen et al., 1984). De problematiek is in het Noordwesten van de VS, waar de houtproductiemogelijkheden aan strikte beperkingen¹ zijn gebonden vooral met het oog op de bescherming van de 'Spotted Owl', zo urgent dat zelfs de Amerikaanse president Clinton er zich mee bezig houdt. Deze stelde dat er een uitgebalanceerde benadering moet komen van zowel de economische als de milieu-aspecten (Timber Trade Journal, 27 maart 1993). Er worden in deze landen methoden en procedures (Environmental Impact Assessment Methods vergelijkbaar met de MER-procedures in Nederland) ontwikkeld om de (integrale) effecten van bosbeheersbeslissingen op onder andere de natuurfunctie te bepalen. In vergelijking met deze landen is het bosbeheer in Nederland kleinschaliger en meer gericht op verweving van functies. Het vereist daarom een specifieke uitwerking.

1.2 Probleemstelling

Bosbeheersplanning heeft in de eerste plaats betrekking op het nemen van beslissingen over de toekomst van het beheerde bos en van de organisatie. Het gaat om het nu nemen van beslissingen die moeten dienen om de organisatie in staat te stellen haar doeleinden in de toekomst te realiseren. Deze beslissingen gaan aan het handelen zelf vooraf. Specifiek gaat het voor het bosbeheer om de keuze (de **ex-ante evaluatie**) uit alternatieve beheersmaatregelen, beheersvormen en inrichtingsscenario's voor bossen. Planning is ook het op elkaar afstemmen van de noodzakelijke activiteiten. Planning kent dus ook een **coördinatie**-aspect. Door middel van planning kan de eenheid van leiding wordt versterkt. Ten slotte betreft elke planningsactiviteit ook het beheersen van het verloop van de geplande verrichtingen. Vergelijking van de geplande uitkomsten met de werkelijke uitkomsten (de **ex-post evaluatie**) kan aanleiding zijn tot aanvullende beslissingen en het bijstellen van de uitvoering of van de plannen (vrij naar Keuning & Eppink, 1987; blz. 418).

¹ Met regionaal een zeer sterke invloed op de werkgelegenheid.

Het ontbreekt bosbeherende organisaties aan een evaluatiemethode om de natuurfunctie objectief mee te nemen bij de ex-ante evaluatie van verschillende beheersmaatregelen, beheersvormen, plannen en projecten. Meer specifiek gaat het om een methode waarmee de relatieve "natuurwaarde" kan worden bepaald van verschillende bosontwikkelingsmogelijkheden voor een opstand, een planeenheid of een bosbedrijf. Met zo'n methode kunnen dan ook de consequenties voor de natuurfunctie worden bepaald van alternatieve maatregelen, beheersvormen, plannen of projecten. De huidige methoden voor natuurevaluatie richten zich op de ecologische waardebepaling van de huidige situatie van één object met behulp van een aantal criteria als diversiteit aan soorten, zeldzaamheid van de soorten of de mate van ongestoordheid, maar niet op het afwegen van alternatieven. Er zijn binnen Nederland maar een beperkt aantal aanzetten tot uitwerkingen van functies als natuur en recreatie voor toepassing binnen de bosbedrijfs- of beheersplanning (zie bijvoorbeeld Werkgroep Kosten/Baten-analyse Amerongse Berg, 1979; Kuiper, 1987; Vos, 1990; Sierdsema 1992). In veel studies en de hedendaagse praktijk gaat het om een kwalitatieve tot (deels) semi-kwantitatieve beoordeling van bepaalde alternatieven. Een objectieve, kwantitatieve evaluatiemethode voor de natuurfunctie voor de verschillende bosbeheersbeslissingen is nog niet aanwezig.



Foto 2. Is het aantal nachtzwaluwen een maat voor de natuurwaarde van een bosterrein?

Zo'n specifieke evaluatiemethode bestaat uit een algemene evaluatiemethode (bijvoorbeeld een kosten/effectiviteits-analyse of een multicriteria-evaluatiemethode) gekoppeld aan concreet gemaakte doelen c.q. nagestreefde effecten. Het doel voor deze studie is het concreet maken van de natuurfunctie voor evaluatiemethoden voor de verschillende bosbeheersbeslissingen.

Ook voor het coördinatie-aspect en de ex-post evaluatie binnen bosbeheersplanning is het concreet maken van de natuurfunctie (en de andere bosfuncties) nodig. Voor elk beslissingsniveau moeten, bijvoorbeeld uitgaande van de leiderschapsstijl "management by objectives" en het delegeren van taken (zie Keuning & Eppink, 1987; blz. 434), meetbare doel- en taakstellingen bepaald

kunnen worden. Daarbij moet rekening worden gehouden met de benodigde informatie op elk beslissingsniveau binnen een organisatie. Tevens moet er een directe relatie tussen de verschillende beslissingen (en de bijbehorende bestuurlijke informatie) zijn om de eenheid van leiding te regelen. Door voor elk beslissingsniveau relevante meetbare en beïnvloedbare doel- en taakstellingen te formuleren kunnen binnen de organisatie de effectiviteit en de efficiëntie van de genomen beslissingen achteraf worden geëvalueerd.

De natuurfunctie laat zich op dit moment net als bosfuncties zoals recreatie en landschap moeilijk vertalen in concrete doelen voor de verschillende beslissingsniveaus. Uit evaluaties van het gevoerde beheer blijkt dan ook dat de doelstellingen van een bosbeherende organisatie vaak weinig invloed hebben op het dagelijkse beheer en dus dat de eenheid van leiding niet goed is geregeld (zie o.a. Staatsbosbeheer, 1991). Door het ontbreken van concrete criteria voor de natuurfunctie op de verschillende beslissingsniveaus is het moeilijk tot onmogelijk het uitgevoerde beheer op zijn resultaten te evalueren.

Samengevat is de probleemstelling voor dit project: het zodanig concreet maken van de natuurfunctie voor de bosbeheersplanning van bos met een meervoudige doelstelling, dat:

- 1) meetbare doel- en taakstellingen voor de verschillende beslissingsniveaus binnen een bosbeherende organisatie geformuleerd kunnen worden;
In deze studie wordt uitgegaan van de beslissingsniveaus bestuurder (eigenaar), manager (rentmeester), beheerder en uitvoerder.
- 2) de relatie tussen doelen-maatregelen-middelen duidelijk is;
Dit is enerzijds nodig om de noodzakelijk maatregelen uit de doelen af te kunnen leiden, anderzijds om bij de evaluatie van alternatieven de kosten en effecten aan elkaar te kunnen relateren.
- 3) de relaties tussen de verschillende functies bepaald kan worden.
Dit is onder andere nodig om te bepalen of de relatie tussen functies concurrerend, indifferent of complementair is. Bijvoorbeeld één "eenheid" meer natuur betekent zoveel m^3 minder, zoveel m^3 meer of een gelijk-blijvende houtoogst.

Door het concreet maken van de verschillende bosfuncties kunnen subjectieve beslissingen niet in zijn geheel worden voorkomen. Door het evaluatieproces zoveel als mogelijk op systematische en kwantitatieve manier uit te werken, wordt het beslissingsproces inzichtelijker en daardoor objectiever (vrij naar Usher, 1986; blz. 220).

1.3 Doelstelling

De doelstelling van dit project is het ontwikkelen van een beschrijvend en (deels) verklarend model van de natuurfunctie voor bosbeheersbeslissingen. De natuurfunctie van bossen is een complex geheel. Om de natuurfunctie concreet te maken voor bosbeheersbeslissingen is een reducering van de complexiteit noodzakelijk. Een model is een afbeelding, beschrijving of verklaring van een systeem in de werkelijkheid (Van Doorn en Van Vught, 1978). Een model is altijd een vereenvoudiging van de werkelijkheid. Er wordt natuurlijk wel naar gestreefd een zo goed mogelijk beeld van de werkelijkheid

te geven. Het is door de complexiteit echter niet zinvol alle elementen en relaties mee te nemen.

Het beschrijvende deel van het model is hier een systematische weergave van de verschillende elementen van een model (systeem) van de natuurfunctie. Het verklarende deel van het model geeft de empirisch bepaalde relaties tussen de verschillende elementen van het systeem. Dit wordt slechts voor een deel van het model uitgewerkt. Het model wordt ontwikkeld op basis van een in een voorgaande studie opgestelde methode voor doeloperationalisering (Bos en Hekhuis, 1991). Een eerste toepassing en toetsing van deze heeft plaatsgevonden in het project "Staat der terreinen plus" (SBB, 1992) en de daarop gebaseerde beheersplannen. Deze methode wordt in dit project aangehouden en is weergegeven in figuur 1 en wordt verder toegelicht in § 2.1.

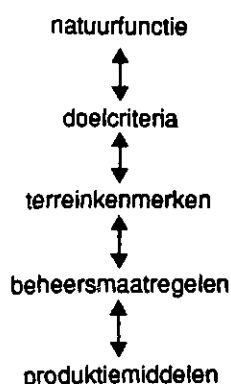


Fig. 1. De structuur van de toegepaste methode voor doeloperationalisering.

De elementen van het systeem zijn functies, doelcriteria, terreinkenmerken, maatregelen en (produktie)middelen. Tussen deze elementen zijn, zoals figuur 1 aangeeft, relaties aanwezig. Functies zijn abstracte beschrijvingen van goederen of diensten. Een functie wordt uitgewerkt in doelcriteria. Doelcriteria zijn de eerste afgeleide meetbare grootheden die een bepaald aspect van de functie weergeven c.q. die iets zeggen over de functievervulling van een terrein/object. Doelcriteria worden uitgewerkt in terreinkenmerken. Terreinkenmerken zijn voor een bosfunctie relevante, meetbare en door het beheer beïnvloedbare (vanwege de toepassing in beheersplanning) grootheden betreffende de samenstelling en structuur van het bos². Terreinkenmerken worden beïnvloed door beheersmaatregelen. Voor het uitvoeren van beheersmaatregelen zijn produktiemiddelen als arbeid, machines en geld nodig.

De belangrijkste onderzoeksvraag voor deze studie is gezien het voorgaande:

Is het mogelijk de natuurfunctie voor multifunctionele bossen volgens de in Hekhuis en Bos (1991) beschreven methode voor doeloperationalisering zodanig uit te werken dat:

- de elementen doelcriteria en terreinkenmerken meetbaar gedefinieerd zijn?
- de relatie tussen doelen, maatregelen en middelen gelegd kan worden?
- de relatie met de andere bosfuncties en tussen de verschillende doelcriteria te leggen is?

² Bos in brede zin, dus ook de (recreatieve) infrastructuur e.d.

Daarbij wordt tevens aandacht besteed aan de volgende vragen:

- is de daarvoor benodigde ecologische en bosbeheertechnische kennis aanwezig?
- in hoeverre en waar zitten er bij de uitwerking van de natuurfunctie voor multifunctionele bossen keuzes met subjectieve informatie?
- wat is de praktische hanteerbaarheid van zo'n evaluatiemethode voor de natuurfunctie binnen het bosbeheer?

De doelgroep van het project is in eerste instantie de beherende organisaties, specifiek de bestuurders/eigenaren, managers en beheerders binnen dergelijke organisaties. Bij Staatsbosbeheer gaat het om de niveaus directie, regiohoofd (incl. stafmedewerker en beheersplanner), districtshoofd en opzichter en voor particuliere bosteigenaren om de eigenaar, de rentmeester en de beheerder. Daarbij werken de verschillende organisatieniveaus met verschillende onderdelen van het model. Het model is toepasbaar op verschillende ruimtelijke schaalniveaus. Daarbij moeten de elementen en de relaties uiteraard wel anders ingevuld worden. Het model is ook bruikbaar voor beleid en voorlichting/advisering en voor de ondersteuning van ander onderzoek.

1.4 Beperkingen

Deze studie beperkt zich tot de definiëring van de elementen functies, doelcriteria en terreinkenmerken en de uitwerking van de relaties daartussen (zie fig. 1). Het model is in de eerste plaats bedoeld voor bos gericht op een meervoudige functie vervulling. Het model is (deels) ook geschikt voor bos met accent natuur. De uitwerking binnen dit project is vooral gericht op het schaalniveau beheerseenheid. Er wordt uitgegaan van eenheden (plangebieden, behandelingseenheden) van 10 ha.

Het project is gericht op het verder uitwerken en invullen van een methode in de vorm van een beschrijvend en deels verklarend model. Daarbij wordt gebruik gemaakt van de bestaande ecologische kennis. Het gaat om een relatief snelle en daardoor beperkte verkenning van bij onderzoek of praktijk bekende informatie. Het veld is te breed om deze inventarisatie uitputtend te doen. Er wordt geen nieuwe empirische ecologische kennis gegenereerd en ook wordt de toegepaste ecologische kennis niet getoetst. Het project is een eerste aanzet. Vooral bij het leggen van de relaties tussen de doelcriteria en de terreinkenmerken zal vaak moeten worden volstaan met hypothesen over de mogelijke relaties. Verder onderzoek is nodig om de gekozen uitwerking aan te vullen en te verifiëren.

1.5 Onderzoeksopzet en opbouw van het rapport

De hiervoor beschreven methode om doelen operationeel te maken waarbij functies uitgewerkt worden in doelcriteria, doelcriteria in terreinkenmerken, terreinkenmerken in maatregelen en maatregelen in produktiemiddelen (zie § 2.2) wordt in dit project voor het onderdeel natuurfunctie-doelcriteria-terreinkenmerken stapsgewijs uitgewerkt. Daarbij zijn de volgende stappen te onderscheiden.

Stap 1: Uitwerking van de natuurfunctie in algemene criteria

Op basis van beleidsplannen, theorie, case-studies van natuurevaluatie, en ecologische basiskennis wordt de natuurfunctie uitgewerkt in algemene criteria (§ 3.1).

Stap 2: Uitwerking van de algemene criteria in specifieke doelcriteria

Met behulp van beleidsplannen, theorie, case-studies van natuurevaluatie voor bosbeheer en boscologische basiskennis worden de algemene criteria voor natuur uitgewerkt in specifieke doelcriteria voor de bosbeheersplanning (§ 3.2 en § 3.3)

Stap 3: Uitwerking van de specifieke doelcriteria in terreinkenmerken

Op basis van literatuurstudie en vraaggesprekken met experts op deelgebieden wordt de relatie doelcriterium - terreinkenmerken ingevuld. Daarbij wordt natuurlijk zoveel mogelijk gebruik gemaakt van objectieve informatie op basis van empirische onderzoek. Waar die niet beschikbaar was, is afgegaan op "best professional judgement" van experts op dat deelgebied (hoofdstuk 4).

Stap 4: Afstemming terreinkenmerken

Voor de systematiek is het van belang dat de terreinkenmerken (het integratieniveau) steeds op dezelfde wijze gedefinieerd worden. Dus niet in het ene geval stuks dood hout per ha en in het andere geval % biomassa dood hout per ha, of in het ene geval de struiklaag van 1-4 m. en in het andere geval van 2-5 m. (hoofdstuk 4).

Stap 5: Toetsing methode

De methode is steeds op onderdelen inhoudelijk door een beperkt aantal praktijkmensen en experts becommentarieerd en daarna bijgesteld. De werking van de methode in zijn totaliteit is op "laboratoriumschaal" in het veld door verschillende doelgroepen (stafmedewerkers SBB, boscigenaren, bosbeheerders en de begeleidingsgroep van het project) getoetst (hoofdstuk 5).

In hoofdstuk 5 worden voor de strategische beheersplanning (keuze bosbeheervorm of doeltypes) en tactische bosbeheersplanning (keuze beheersmaatregelen) mogelijke toepassingen van de methode uitgewerkt. In hoofdstuk 6 en 7 worden tenslotte de conclusies en aanbevelingen gegeven.

2. BESCHRIJVING METHODE OM DOELEN OPERATIONEEL TE MAKEN

2.1 De toegepaste methode

Het beschrijvend en deels verklarend model wordt, zoals in § 1.3 al omschreven, ontwikkeld op basis van een in een voorgaande studie opgestelde methode voor doeloperationalisering. De elementen van het systeem zijn functies, doelcriteria, terreinkenmerken, maatregelen en (produktie)middelen (Bos en Hekhuis, 1991; zie figuur 1). Functies zijn abstracte omschrijvingen van de gewenste goederen en diensten (de produkten). Een functie wordt uitgewerkt in doelcriteria. Doelcriteria zijn de eerste afgeleide meetbare grootheden die een bepaald aspect van de functie weergeven c.q. die iets zeggen over de functievervulling van een terrein/object (zie ook van Van Wirdum et al., 1991). Doelcriteria worden uitgewerkt in terreinkenmerken. Terreinkenmerken zijn voor de functievervulling relevante, meetbare en door het beheer beïnvloedbare (vanwege doel toepassing in beheersplanning) grootheden betreffende de samenstelling en structuur van het bos die van invloed zijn op de functievervulling van het terrein. Omdat de verschillende bosfuncties en doelcriteria in (deels) dezelfde terreinkenmerken worden uitgewerkt, kunnen op het niveau van terreinkenmerken de relaties tussen de verschillende bosfuncties en doelcriteria worden bepaald (bijvoorbeeld kan de gewenste graad aan natuurlijkheid samengaan met het gewenste niveau van houtproductie?). Terreinkenmerken kunnen worden gerelateerd aan beheersmaatregelen en beheersmaatregelen weer aan produktiemiddelen als arbeid, machines en geld en daarmee de kosten en opbrengsten. Door deze systematiek zijn de kosten en opbrengsten ook indirect aan de terreinkenmerken en de doelcriteria te relateren.

Uit een analyse van de besluitvorming binnen grotere bosbeherende organisaties (Kengetallen, in concept) blijkt dat bestuurders/eigenaren van bosbeherende organisaties vooral met functies en doelcriteria (zouden moeten) werken, managers vooral met doelcriteria en terreinkenmerken, beheerders met terreinkenmerken en maatregelen, en uitvoerders vooral met maatregelen. Zo heeft elk beslissingsniveau zijn eigen relevante, beïnvloedbare en meetbare variabelen.

Een voorbeeld van een uitwerking van de functies natuur, recreatie en houtproductie binnen het beheer van bossen met een meervoudige functievervulling is in figuur 2 weergegeven. De relaties tussen de verschillende elementen zijn hier nog niet kwantitatief uitgewerkt.

Door bijvoorbeeld de doelstelling "een grotere dichtheid aan vogels van de boomklevergroep" uit te werken in de consequenties voor de boomsoortensamenstelling (bijvoorbeeld van nu 30% eik naar straks 60% eik) en de diameter van bomen (bijvoorbeeld van gemiddeld 30 naar 50 cm) is volgens de hiervoor beschreven systematiek te bepalen wat de effecten van deze doelstelling op de productie van zwaar naald-zaaghout zijn. De consequenties van en de mogelijkheden tot integratie van functies worden op deze manier duidelijk.

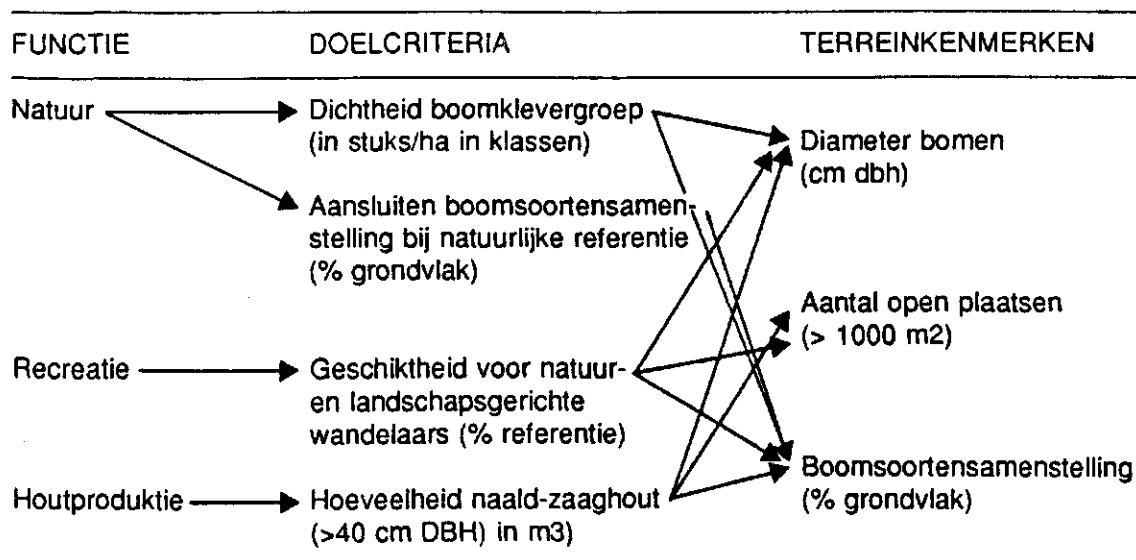


Fig. 2. Een voorbeeld van de uitwerking van de functies natuur, recreatie en houtproductie. De dichtheid van de boomkruipergroep (een bosbroedvogelgroep met indicatorsoorten als boomklever, kleine bonte specht en glanskop) als een doelcriterium voor de verscheidenheid aan fauna. De mate van aansluiting van de boomsoortensamenstelling bij de PNV (Potentieel Natuurlijke Vegetatie) als een doelcriterium voor de natuurlijkheid en kenmerkendheid van het bos.

2.2 Bespreking vanuit de invalshoeken bedrijfsplanning en economische analyse

In § 1.3 zijn drie voorwaarden gesteld aan de manier waarop de natuurfunctie uitgewerkt wordt, namelijk:

1. het meetbaar gedefinieerd zijn van de elementen doelcriteria en terreinkenmerken;
2. dat de relatie tussen doelen, maatregelen en middelen gelegd wordt;
3. dat de relaties tussen de verschillende functies en doelcriteria gelegd wordt.

Voorwaarden 1 en 3 zijn vooral van belang voor toepassing van de methode binnen de bosbedrijfs- en beheersplanning, en worden dan ook vanuit deze toepassing besproken. Voorwaarde 2 is van belang voor de (bedrijfs)economische analyse van het beheer (ook binnen de bedrijfsplanning) en wordt vanuit deze invalshoek besproken.

De bedrijfsplanning als invalshoek

Voor een doelgericht en doelmatig functionerende bosbeherende organisatie is een adequate bedrijfssturing noodzakelijk. Een bosbedrijf tracht net als elk ander bedrijf effectief in te spelen op de door de markt, maatschappij, beleid (bijvoorbeeld in het kader van functiebeloning) en eigenaar(en) gevraagde produkten (de externe afstemming) en zal deze produkten efficiënt willen realiseren (de interne afstemming). Het concreet maken van de bosfuncties voor de bedrijfssturing is een belangrijke voorwaarde voor een betere interne en externe afstemming van bosbeherende organisaties (zie ook § 1.2).

Dat in de huidige situatie de interne afstemming niet goed functioneert wordt duidelijk wanneer de volgende zaken worden geconstateerd (zie o.a. LNV, 1990):

- de doelstellingen van een bosbeherende organisatie hebben weinig invloed op het dagelijkse beheer. In deze situatie voldoet enerzijds het beheer niet aan de wensen van de eigenaar of het bestuur, anderzijds is het opstellen van de doelstellingen en de plannen verspilde moeite geweest. Als reactie hierop duiken bij een aantal beherende organisaties begrippen als resultaat- of outputgericht plannen en sturen op (zie o.a. SBB, 1990)
- het bepalen van de efficiëntie van het beheer en de bedrijfsvoering, bij het vergelijken van verschillende beheersvormen of maatregelen, of bij bedrijfsvergelijking, verloopt moeizaam. Alternatieven zijn niet objectief te beoordelen c.q. niet alle relevante baten en effecten kunnen meegenomen worden in de afweging. Een belangrijke oorzaak is het niet concreet zijn van de doel- en taakstellingen binnen de organisaties.
- het achteraf evalueren van het beheer en de bedrijfsvoering wordt weinig gedaan.

Een van de redenen daarvoor is het ontbreken van concrete criteria op de verschillende beslissingsniveaus.

Meetbare doel- en taakstellingen

Door de functie natuur volgens het stramien van figuur 1 uit te werken ontstaat de mogelijkheid om voor de verschillende beslissingsniveaus binnen de organisatie relevante, beïnvloedbare en meetbare beslissingsvariabelen te formuleren waarmee het opstellen van operationele doel- en taakstellingen mogelijk wordt. 'Management by objectives' wordt dan mogelijk. Bij 'Management by objectives' worden voor elke functionaris de te bereiken resultaten (doel- en taakstellingen) zoveel mogelijk meetbaar omschreven. In een ideale situatie is er dan ook een nauw verband tussen de strategische doelstellingen van de organisatie die aan de top worden vastgesteld en de te bereiken resultaten op de lagere niveaus binnen de organisatie. Een organisatie wordt dan gezien als een hiërarchie van doelstellingen, waarbij elk lager doel gericht is op het naast hoger gelegen doel. 'Management by objectives' probeert met andere woorden 'de eenheid van leiding' in de organisatie te verbeteren. Van een met zorg geïntroduceerd en goed lopend systeem van 'management by objectives' mag worden verwacht dat dit het moreel en de produktiviteit in het bedrijf zal verhogen (Keuning en Eppink, 1987; blz. 438).

In het InformatieModel BOSbedrijf (IMBOS) wordt ook aangegeven dat de functie natuur verder gedefinieerd moet worden. STIBOS (Stichting Informatievoorziening Bosbouw) hanteert daarvoor de term Natuurwaardemarktsegment (in relatie tot houtmarktsegment). Daarbij geeft STIBOS aan dat het natuurwaardemarktsegment (in deze studie doelcriterium genoemd) op dit moment nauwelijks gedefinieerd kan worden. Het produkt hout en de dienst recreatie worden binnen het model gerelateerd aan de entiteiten boomsoort-**kenmerk** (gegevens over het bomenbestand) en recreatieve voorzieningen (recreatieve inrichtings**kenmerk**) (IMBOS 5, Cluster bosbedrijfsplanning en -evaluatie).

Relaties tussen functies en tussen doelcriteria onderling

Functies van bossen zijn veelal niet direct te vergelijken ("appels en peren").

Door alle functies en doelcriteria om te zetten in terreinkenmerken, een niveau waarop wel relaties tussen de verschillende elementen te leggen zijn, is het mogelijk de uitruil (de trade-off) tussen functies indirect te bepalen. Hierdoor ontstaat inzicht in de mogelijkheden en de consequenties van integratie van verschillende functies (multifunctionaliteit, multiple-use).

De hiërarchische opbouw van de doeloperationaliseringsmethode maakt het verder mogelijk subjectieve keuzes (het belang van de verschillende functies) te scheiden van de objectieve keuzes (de vertaling van de doelcriteria in terreinkenmerken en de uitwerking van terreinkenmerken in maatregelen). Een bijkomend voordeel is dat de relatief grote onzekerheden in de relatie tussen doelcriteria en terreinkenmerken, bijvoorbeeld de dichtheid van bepaalde diersoorten afhankelijk van de bosstructuur en samenstelling, gescheiden wordt van de meer zekere relatie tussen bosstructuur- en samenstelling en de beheersmaatregelen. Door de scheiding van deze relaties worden ook de verschillende verantwoordelijkheden van verschillende beslissers duidelijk (doelcriteria - terreinkenmerken door managers; terreinkenmerken - beheerders door beheerders; zie § 2.2.2).

Staatsbosbeheer

Staatsbosbeheer is bezig met het ontwikkelen van een nieuw bedrijfssturingssysteem. Eén van de projecten in dat kader is het project "Staat der terreinen". In het betreffende project worden (gebruik makend van de tussenresultaten van deze studie), in een systematiek analoog aan de hierboven omschreven methode, de verschillende functies van Staatsbosbeheer uitgewerkt. Op dit moment wordt volstaan met het aangeven van de verschillende sturingsvariabelen en de variabelen waartussen een relatie bestaat. De exacte invulling van de relaties volgt in een later stadium in de vorm van handboeken, rekenregels e.d. Geconstateerd wordt dat het definiëren en uitwerken van de functies volgens deze methodiek duidelijkheid schept bij het opstellen van de verschillende planvormen van SBB (o.a. het beheersplan voor beheerseenheden en het regionale beheersplan). Er ontstaat meer inzicht in welke beslissingen nu exact (wat is de kern) genomen moeten worden en over welke beslissingsvariabelen daarbij wordt gesproken. Ook bij het realiseren, monitoren en het achteraf evalueren van het beheer worden voordelen verwacht.

Particuliere bosbedrijven

Voor het kleine particuliere bosbedrijf, waar één persoon de strategische, tactische en operationele planning doet, het uitvoeren of uitbesteden van de werkzaamheden regelt en de monitoring en evaluatie uitvoert, lijkt de hiervoor beschreven methodiek voor het concretiseren van de doelen minder nuttig dan bij een groot bosbedrijf als Staatsbosbeheer. De methodiek is namelijk vooral van belang voor het moment waarop informatie overgedragen moet worden van de ene beslisser naar de andere beslisser. Toch is ook in veel particuliere bosbedrijven het overdragen van informatie tussen verschillende beslissers noodzakelijk, bijvoorbeeld:

- tussen rentmeester, bosbaas en eigenaar;
- tussen de opstellers van het beheersplan en de uitvoerders van het plan;
- tussen bedrijf en beleid;
- tussen bedrijf en houthandel.

Ook voor de particuliere beseigenaren is het concretiseren van de functie-
vervulling daarom zinvol. In de specifieke situatie van elk bosbedrijf afzonder-

lijk moet natuurlijk worden bepaald wat wel en niet zinvol is. De methodiek is qua invulling en uitvoering echter dermate soepel dat er vele vormen van toepassing zijn, en niet afhankelijk van hoe de planning precies gebeurt. Ook wanneer bij particuliere beseigenaren andere doelen van belang zijn naast houtproductie, natuur en recreatie, zijn deze waarschijnlijk volgens de bovenstaande systematiek uit te werken.

De economische analyse als invalshoek

Voor de economische analyse bij bestemming, inrichting en beheer van terreinen is het nodig dat de kosten en de effecten (baten) van alternatieven bekend zijn. Daarvoor zijn in economische termen produktiefuncties nodig. Functies die de technische relaties tussen de output (de produkten) en de input (produktiemiddelen als arbeid, grond, machines en kapitaal) weergeven. Met deze produktiefuncties zijn enerzijds relaties tussen de verschillende produkten te leggen, anderzijds relaties tussen de opbrengsten en de kosten. Technische produktiefuncties geven de technische relaties tussen het gebruik of de inzet aan produktiemiddelen en de fysieke opbrengsten (Dietz, Heijman en Kroese, 1988). Bij economische produktiefuncties zijn de produktiemiddelen en de opbrengsten in geld uitgedrukt. Technische produktiefuncties zijn binnen de bosbouwsector bijvoorbeeld de bekende groei- en opbrengstmodellen.

Uit deze produktiefuncties volgen mogelijke combinaties van input en output. Om te kunnen beslissen welke combinaties het beste gerealiseerd kunnen worden is het nodig waarde toe te kennen aan de input en de output. Het waarderen van de input (de kostprijs) is over het algemeen eenvoudig. De waardering van een deel van de output (goederen en diensten) van bosbedrijven (bijvoorbeeld natuur en recreatie) is moeilijk. Het is echter niet altijd nodig de output financieel (in geld) te waarderen, ook een relatieve waardering kan bij bepaalde beslissingen voldoende zijn. Voor de bos- en natuurbeherende sector is deze waardering extra moeilijk, omdat de producten veelal niet concreet gedefinieerd zijn.

Als we nu de in § 2.2 geschetste structuur voor doeloperationalisering nader bezien (zie figuur 3), dan bestaat deze structuur deels uit een methodiek voor doeloperationalisering en deels uit technische produktiefuncties.

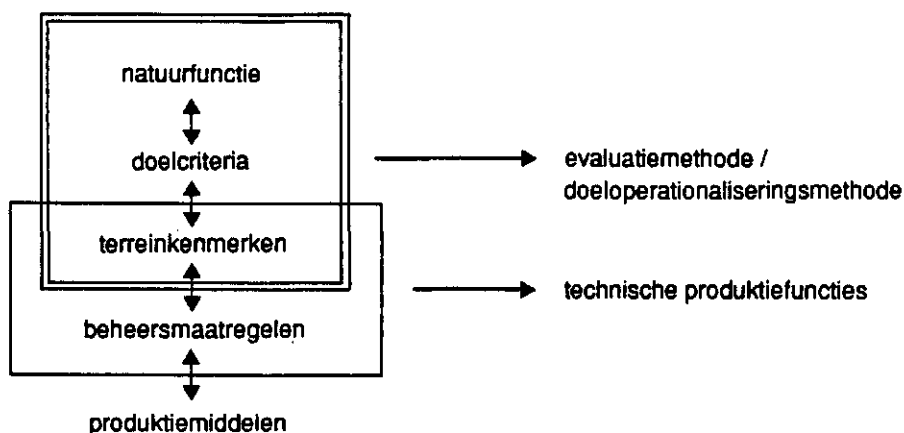


Fig. 3. De relatie tussen onderzoeksonderwerpen en doeloperationalisering

Een voorbeeld van een uitwerking van produktiefuncties binnen het beheer van multifunctionele bossen geeft Saastamoinen (1982). In deze studie worden de relaties tussen de houtproduktie, de geschiktheid voor rendieren, en de geschiktheid voor openluchtrecreatie bepaald voor een bepaalde regio in Finland. Om dit mogelijk te maken worden eerst per functie enkelvoudige produktiefuncties opgesteld. Deze hebben in principe de vorm:

$$\begin{aligned} T &= f_1(V_1, \dots, V_i, V_{i+1}, \dots, V_k) \\ G &= f_2(V_1, \dots, V_i, V_{k+1}, \dots, V_n) \\ R &= f_3(V_1, \dots, V_i, V_{n+1}, \dots, V_p) \end{aligned}$$

Waarin:

| | |
|-----------------------|---|
| T | de houtproduktie |
| G | de geschiktheid voor rendieren |
| R | de geschiktheid voor recreatie |
| V_1, \dots, V_i | de gemeenschappelijke produktiefactoren |
| V_{i+1}, \dots, V_k | de produktiefactoren alleen relevant voor houtproduktie |
| V_{k+1}, \dots, V_n | de produktiefactoren alleen relevant voor de rendieren-geschiktheid |
| V_{n+1}, \dots, V_p | de produktiefactoren alleen relevant voor de recreatie-geschiktheid |

Met het opstellen van deze produktiefuncties is Saastamoinen niet ver gekomen. Als belangrijkste reden noemt hij het ontbreken van geschikte informatie over de niet-houtproduktiefuncties en de relaties tussen de functies.

Een voorbeeld van een produktiefunctie voor bos binnen de systematiek is bijvoorbeeld de volgende uitwerking. Voor de functie natuur binnen bos zijn de aspecten natuurlijkheid en kenmerkendheid van belang. Een doelcriterium daarvoor is de schaal (grootte) van de verjongingseenheden. Hoe kleiner de verjongingseenheden hoe meer het bos aansluit bij de natuurlijke referentie c.q. hoe kenmerkender het bos is. Tegelijkertijd nemen de kosten voor bepaalde maatregelen toe bij een afnemende schaal van de verjongingseenheden. Het terreinkenmerk is de grootte van de verjongingseenheden (hier dus dezelfde eenheid als het doelcriterium; bij andere doelcriteria is dit niet het geval). Uit onderzoek is het effect van een verkleining van de grootte van de verjongingseenheden op de kosten bekend (zie tabel 1).

Tabel 1. Invloed van de grootte (ha) van de verjongingseenheden op de houtoogstkosten (geïndexeerd: 1,0 ha is op 100 gesteld; Uit: Schaafsma, 1992)

| ACTIVITEIT | GROOTTE VERJONGINGSEENHEDEN | | | | |
|---------------------|-----------------------------|------|------|------|------|
| | 1,00 | 0,50 | 0,20 | 0,10 | 0,05 |
| Blessen | 100 | 101 | 107 | 115 | 128 |
| Vellen + Uitsnoeien | 100 | 100 | 120 | 120 | 130 |
| Uitslepen | 100 | 100 | 100 | 100 | 127 |

3. DOELCRITERIA VOOR DE NATUURFUNCTIE

3.1 Natuurwaarde

Bij de evaluatie van de geschiktheid van alternatieve projecten en plannen of de bepaling van de huidige betekenis van bos- en natuurterreinen worden diverse criteria gebruikt om de natuurwaarde van een terreineenheid te bepalen. Zulke evaluaties worden vaak ecologische of ook wel natuurbehoudsevaluatie genoemd en gebruikt bij onder andere MER-(achtige)studies (Environmental Impact Assessment), landevaluatie, regionale planning en beheers- en bedrijfsplanning.

Ideaal zou zijn het objectief afleiden van deze criteria vanuit het begrip natuur, natuurwaarde of ecologische waarde. Een poging daartoe hebben o.a. Van der Maarel en Dauvellier (1978) met het Globaal Ecologisch Model (GEM) gedaan. Vanuit de informatie- en regulatiefuncties³ van het natuurlijk milieu is getracht criteria voor de ecologische evaluatie te ontwikkelen. Tot de informatiefunctie behoren de oriëntatie-, de onderzoeks-, de educatieve en de signaalfunctie. Tot de regulatiefuncties behoren de zuiverings- en de stabiliseringsfuncties. Het bleek (nog) niet mogelijk om bij elk van de informatie- en regulatiefuncties één bepaalde, al dan niet samengestelde evaluatie-index aan te wijzen. Daarom stellen Van der Maarel en Dauvellier dat voorlopig met geïntegreerde schattingen zal moeten worden volstaan, waarbij met de diversiteits- en de zeldzaamheidsindex de informatiefuncties en met de natuurlijkheids- en de structuurdifferentiatie-index de regulatiefuncties kunnen worden geschat. In deze studie wordt niet getracht de doelcriteria af te leiden uit de verschillende functies van de natuur, maar uit de algemene uitgangspunten voor het natuurbeleid. Daarbij wordt niet alleen gekeken naar het beleid van de rijksoverheid, maar ook naar het beleid van de beherende organisaties.

In § 3.2 worden vanuit een bespreking van de natuurbehoudsevaluatie in binnen- en buitenland en het natuurbeleid van de centrale overheid (Natuurbeleidsplan, 1990) de algemene criteria voor de natuurbehoudsevaluatie bepaald. Deze algemene criteria worden in § 3.4 verder uitgewerkt tot (meetbare) doelcriteria binnen de in het voorgaande hoofdstuk behandelde methode om doelen operationeel te maken. In § 3.3 wordt deze uitwerking vergeleken met de uitwerking in de Ecosysteemvisie Bos.

Het is belangrijk om te beseffen dat het belang c.q. de waarde die aan de verschillende criteria wordt toegekend niet objectief maar subjectief is, afhankelijk van de motieven en de natuurvisie. Het Natuurbeleidsplan stelt: "Er is een scala aan opvattingen over natuur en landschap en de relatie van de mens daarmee. Ze lopen sterk uiteen: van accent op het nut voor de mens tot een accent op de intrinsieke waarden van natuur en landschap zelf: van een verbondenheid met de natuur tot een sterke neiging tot ingrijpen en beheersen. In de praktijk is er veelal sprake van gemengde opvattingen, waarbij soms tegenstrijdige elementen zijn waar te nemen."

Door het concreet maken van de verschillende bosfuncties kunnen subjectieve

3

De Structuurvisie en het Structuurschema Natuur- en Landschapsbehoud geven de volgende motieven voor het natuur- en landschapsbeleid: het ecologisch motief (vooral overeenkomend met de regulatiefunctie), het informatiemotief, het ethisch motief (mens als onderdeel natuur, rentmeesterschap) en het welzijnsmotief (recreatie en esthetisch).

beslissingen niet in zijn geheel worden voorkomen. Door het evaluatieproces zoveel als mogelijk op systematische en kwantitatieve manier uit te werken wordt het beslissingsproces wel helderder en daardoor objectiever (vrij naar Usher, 1986; blz. 220).

3.2 Natuur(behouds)evaluatie en criteria

Natuurbehoudsevaluatie is in Nederland vooral sinds 1960 naar voren gekomen, omdat er bij landgebruik steeds meer conflicten tussen landbouw, woningbouw, wegeaanleg aan de ene kant en natuurbehoud en milieu aan de andere kant bleken op te treden. Vanaf het jaar 1970 (Europees Natuurbehoudsjaar) is er veel politieke en wetenschappelijke aandacht gegaan naar het bepalen van het belang en de baten van natuur en een schoon milieu. In de jaren zeventig zijn er veel studies uitgevoerd op het terrein van de natuurbehoudsevaluatie van vaak half-natuurlijke terreinen. Voorbeelden zijn: Voorne in de Branding (Adriani en Van der Maarel, 1968), Groene Ruimte Arnhem-Nijmegen (Werkgroep Gran, 1973), De waarden van de Uiterwaarden (De Soet, 1976), de Landelijke milieukartering (Kalkhoven et al., 1976), Het Kromme-Rijnlandschap (Stichting Natuur en Milieu, 1974) en de Midden-Brabant studie (Harms en Kalkhoven, 1979). Gedurende deze periode is ook het concept van de functies van de natuur voor het menselijk welzijn ontwikkeld. Dit was ook de basis voor het Globaal Ecologisch Model (GEM; Van der Maarel en Dauvellier, 1978). Deze evaluaties werden vooral gebruikt om de natuurbehoudswaarde van verschillende terreinen te bepalen. Gedurende de tweede helft van de jaren 70 komt er kritiek op deze evaluaties vanwege hun lage wetenschappelijke gehalte (veel subjectieve onderdelen, te weinig rekening gehouden met processen en ontwikkelingen) en mogelijkheden tot politiek misbruik (zie Van der Ploeg en Vlijm, 1978; Van der Weijden en Van der Zande, 1980). Het aantal evaluatiestudies neemt daarna sterk af.

Meer populair werd het instrument Milieu-Effectrapportage (MER). Een MER is meer gebaseerd op dosis-effectonderzoek dan op de evaluatie van de huidige situatie. Niettemin blijven criteria om de kwaliteiten van terreinen te bepalen nodig (Van der Ploeg in: Usher, 1986). Criteria die veel worden gebruikt zijn zeldzaamheid, kenmerkendheid, diversiteit, vervangbaarheid en natuurlijkheid (Milieu-effectrapportage, 1981; Everts et al., 1982 en Werkgroep Methodologie, 1983).

Burggraaf et al. (1979) geven 171 criteria voor de natuurfunctie, onderverdeeld in 17 aspecten op basis van een analyse van slechts 13 evaluatiestudies. Smith en Theberge (1986; zie ook Ratcliffe, 1977; Margules en Usher, 1981) geven op basis van een analyse van 22 natuurevaluatieprojecten die criteria welke vaker dan één maal werden toegepast. De belangrijkste criteria zijn naar afnemende regelmaat van voorkomen: zeldzaamheid/uniciteit, diversiteit, grootte, natuurlijkheid, produktiviteit, kwetsbaarheid, kenmerkendheid/representativiteit, belang voor bepaalde diersoorten, bedreigdheid, educatieve waarden, vastgelegde historie en de natuurwetenschappelijke waarde. Verder worden allerlei criteria gebruikt die meer met de planning en het beheer te maken hebben zoals bedreigdheid, bereikbaarheid, vorm, mogelijkheden voor een effectief beheer. Ook Van der Maarel en Dauvellier (1978) geven twintig criteria die gebruikt worden in natuurevaluaties. Uit de bespreking van deze

criteria en de verschillende uitgevoerde interactie-analyses blijkt dat veel van de evaluatiecriteria sterk met elkaar samenhangen.

De terreinbeherende organisaties hanteren bij hun bedrijfssturing een groot aantal criteria. Natuurmonumenten hanteert de criteria verscheidenheid, zeldzaamheid, bedreigdheid, vervangbaarheid, natuurlijkheid, spontaniteit, gaafheid, ouderdom, samenhang en kenmerkendheid (Het beheer van de terreinen van de Vereniging Natuurmonumenten. Hoofdpijnen met toelichting, 1993). Staatsbosbeheer geeft als criteria voor de functie natuur binnen de bedrijfssturing (zie Staatsbosbeheer, 1992):

- de vegetatiesamenstelling; de volledigheid van de soortensamenstelling (vooral de aanwezige kenmerkende soorten) en de dominantie van storingssoorten;
Dit criterium is afgeleid van het in het Natuurbeleidsplan gehanteerde criterium 'compleetheid van levensgemeenschappen'.
- de faunasamenstelling;
Vooral van de prioritaire (Natuurbeleidsplan) en de bedreigde soorten (rode lijsten).

De Ecosysteemvisie Bos (in concept) hanteert de algemene criteria: verscheidenheid, natuurlijkheid, kenmerkendheid, houdbaarheid, ontwikkelingsduur, vervangbaarheid en eigendom/beheer.

Bij de uitwerking en definiëring van de diverse criteria blijken de drie basale criteria de natuurlijkheid, de kenmerkendheid en de verscheidenheid (in relatie tot zeldzaamheid en (inter)nationaal belang) te zijn. Dit zijn ook de drie criteria die het Natuurbeleidsplan aangeeft. De overige criteria die gebruikt worden voor de natuurevaluatie:

- kunnen afgeleid worden uit natuurlijkheid, verscheidenheid (in relatie tot zeldzaamheid en (inter)nationaal belang) zoals ouderdom, ontwikkelingsduur, compleetheid, oppervlakte, structuurdifferentiatie, gaafheid, ongestoordheid en kansrijkdom;
- zijn van belang voor de planning (bestemming, inrichting of het beheer), zoals houdbaarheid, bedreigdheid en eigendom;
- kunnen afgeleid worden van een andere functie, vaak de recreatieve functie of cultuurhistorische functie, zoals aantrekkelijkheid en vastgelegde historische waarde.

Het Natuurbeleidsplan werkt de criteria verscheidenheid, natuurlijkheid en kenmerkendheid als volgt uit:

- verscheidenheid wordt gerelateerd aan de regionale, nationale of mondiale zeldzaamheid. Daarnaast kan verscheidenheid worden gemeten aan soortenrijkdom of diversiteit.
- natuurlijkheid wordt uitgewerkt in het ongestoord zijn (vooral de proceskenmerken) en het volledig zijn (vooral betrekking hebbend op de patroonkenmerken) van een ecosysteem.
- kenmerkendheid wordt uitgewerkt in het kenmerkend zijn van soorten en ecosystemen voor het abiotisch milieu in Nederland. Ook de positie van ecosystemen in nationaal of internationaal belang is in dit opzicht van belang.

Deze uitwerking van het Natuurbeleidsplan is abstract. Een verdere concretisering daarvan is voor deze studie nodig. De Ecosysteemvisie Bos (in concept) geeft door middel van een aantal criteria een concretere uitwerking. Wat

de door inrichting en beheer beïnvloedbare zaken betreft:

- **verscheidenheid:** structuurdiversiteit, (inter)nationaal zeldzame soorten, soortenrijkdom, regionale bosgemeenschappen en hun varianten, overgangen van bos-, contact- en vervangingsgemeenschappen
- **natuurlijkheid:** spontaniteit van de begroeiing, oude bossen met specifieke bossoorten, inheemse boom- en struiksoorten, genetisch inheemse bomen en struiken
- **kenmerkendheid:** aansluiting bij de potentieel natuurlijke vegetatie, alle ter plekke thuishorende voedselstrategieën worden vervuld

In de structuur van de methode om doelen operationeel te maken (§ 2.2), leidt het bovenstaande voor de bosbeheers- en bedrijfsplanning tot de volgende uitwerking van de drie algemene criteria in doelcriteria.

Natuurlijkheid moet uitgewerkt worden in drie richtingen: de mate van spontaniteit (zelfregulatie), de mate van ongestoordheid, en de mate van aansluiting bij de natuurlijke referentie (het volledig zijn).



Foto 3. Het aandeel spontaan verjongde bomen is een doelcriterium voor de natuurlijkheid van bossen.

Kenmerkendheid wordt uitgewerkt in de mate van aansluiting bij de ter plekke thuishorende inheemse bosgemeenschap, waarvan de soortensamenstelling

en structuur worden bepaald door de groeiplaats, zoals die zich in het landschap voordoet. De Ecosysteemvisie Bos (in concept) noemt de Potentieel Natuurlijke Vegetatie als referentie. Wanneer kenmerkendheid zo wordt gehanteerd, overlapt het met natuurlijkheid (zoals hierboven gedefinieerd). Deze twee criteria worden in de verdere uitwerking dan ook samengenomen. De richting 'alle ter plekke thuishorende voedselstrategieën worden vervuld' wordt voor wat betreft de grazers en de grote roofdieren niet meegenomen, vanwege de discussie rond de introductie en de dichtheden van grazers en grote roofdieren en het hoge schaalniveau (benodigde oppervlakte, vooral voor de grote roofdieren) waarop dit criterium van belang is. Bij het criterium verscheidenheid wordt aandacht besteed aan de compleetheid van de flora en fauna. Het kenmerkend zijn van bossen wordt in deze studie afgemeten aan de structuur en de samenstelling van het boombestand. Dit gebeurt mede op basis van de aanname dat wanneer de structuur en samenstelling van het boombestand "klopt", de rest van de flora- en fauna-elementen op den duur ook wel komt (wanneer isolatieaspecten en dergelijke niet beperkend zijn).

Een andere mogelijke uitwerking van kenmerkendheid is de aanwezigheid van bepaalde specifieke bostypen (bijvoorbeeld strubben, hakhout, kraaiheidendennenbos, malebossen). De waardering van deze bostypen berust meer op cultuurhistorische gronden. Deze functie wordt binnen dit project niet uitgewerkt. In het MJPB en het NPB worden een aantal bostypen genoemd. Door de eisen waaraan een opstand moet voldoen om als kenmerkend bostype in aanmerkingen te komen, in terreinkenmerken te formuleren, zou ook dit aspect in dezelfde systematiek meegenomen kunnen worden.

Verscheidenheid wordt uitgewerkt in twee richtingen, namelijk de aanwezigheid van regionale, nationale of internationaal zeldzame soorten, of de soortenrijkdom of diversiteit.

Verscheidenheid wordt in deze studie gedefinieerd als de dichtheden waarin bepaalde indicatorsoorten(groepen) aanwezig zijn. De soorten(groepen) moeten zo worden gekozen dat hoe meer soorten(groepen) er aanwezig zijn hoe groter de soortenrijkdom zal zijn. Bij de selectie van de soorten(groepen) zijn de (inter)nationaal zeldzame of de bedreigde soorten van belang. Op deze wijze kunnen beide richtingen voor verscheidenheid worden gecombineerd. De soortengroepen kunnen ook soorten bevatten die in de natuurlijke situatie op de desbetreffende plaats niet voorkomen of niet in die mate voorkomen. De eigenaar of het bestuur van een organisatie bepaalt op welke soortengroepen (doelcriteria) het beheer uiteindelijk wordt gericht.

Een doel wordt veelal geformuleerd ten opzichte van een bepaalde referentie, zie bijvoorbeeld de Amoëbe-benadering (Ten Brink en Hosper, 1989). Door Ten Brink en Hosper wordt de situatie in 1930 als referentie genomen. Het beleid van de beherende organisatie of de overheid bepaalt wat aanvaardbaar is. De referentie is het 'ijkpunt', waaraan de toestand van een systeem kan worden afgemeten. Wat als referentie wordt beschouwd is cruciaal bij het bepalen van de doelen. Van belang is hierbij de constatering dat er niet één referentie is, maar dat er een keuze gemaakt kan worden uit verschillende referentiebeelden. De heersende opvattingen over natuur en natuurbehoud spelen een belangrijke rol bij deze keuze. Een andere opvatting kan een andere referentie betekenen en daarmee andere doelen. Om een bepaalde

dichtheid van een soortengroep te kunnen waarderen is dus een referentie noodzakelijk. De mate waarin in een bepaalde situatie de referentie wordt bereikt, bepaalt dan de waardering voor die situatie. Er zijn voor verscheidenheid verschillende referenties mogelijk, bijvoorbeeld de maximale dichtheid bereikbaar binnen bos of de dichtheid behorend bij de Potentieel Natuurlijke Vegetatie. In deze studie wordt een combinatie van deze twee gekozen. Als referentie wordt de dichtheid van de soortengroep genomen bij een voor die soortengroep optimale bosstructuur en samenstelling binnen de randvoorwaarden van de natuurlijke referentie (de potentieel natuurlijke vegetatie). Wanneer de soortengroepen zijn samengesteld en de referenties zijn bepaald, is het criterium verscheidenheid op deze wijze uitgewerkt in meetbare doelcriteria. De verscheidenheid aan bosgemeenschappen is van belang op een hoger schaalniveau dan de bosbeheers- en bedrijfsplanning en hier niet aan de orde; deze is wel van belang voor de waardering van bosgemeenschappen.

3.3 Relatie met de Ecosysteemvisie Bos

Het Natuurbeleidsplan is een strategisch plan op hoofdlijnen, dat voor de komende decennia lijnen uitzet voor het Natuurbeleid. De nadere concretisering van de beleidsdoelen verloopt via de opstelling van ecosysteemvisies, die vervolgens worden vertaald in gebiedsvisies. In de gebiedsvisies wordt de afweging gemaakt met andere grondgebruiksvormen en vindt de regionale uitwerking plaats. De afstemming tussen de verschillende ecosysteemvisies (bos, heide e.d.) gebeurt in de Nota Ecosysteemvisies.

In de ecosysteemvisie wordt net als in deze studie gewerkt met twee doelstellingen: natuurlijkheid en biodiversiteit. Voor kenmerkendheid (de derde doelstelling uit het natuurbeleidsplan) wordt ook in de Nota Ecosysteemvisie geconstateerd dat het geen nieuwe punten toevoegt aan de uitwerking van natuurlijkheid en biodiversiteit.

De doelstelling voor natuurlijkheid is in hoofdlijnen uitgewerkt aan de hand van een indeling van natuurdoeltypen in vier hoofdgroepen (beheersstrategieën) naar afnemende mate van natuurlijkheid, namelijk hoofdgroep 1 nagenoeg natuurlijk, hoofdgroep 2 begeleid natuurlijk, hoofdgroep 3 half-natuurlijk en hoofdgroep 4 multifunctioneel. De biodiversiteitsdoelstelling is uitgewerkt door middel van een lijst soorten waarvoor het (rijks)natuurbeleid extra aandacht moet hebben: de doelsoorten. Voor de bepaling van de doelsoorten worden drie criteria gehanteerd:

- de positie van Nederland in relatie tot de mondiale verspreiding van de soort ('i'-criterium; geeft het relatieve internationale belang van een Nederlandse inspanning aan);
- de nationale zeldzaamheid ('z'-criterium);
- de nationale trend ('t'-criterium).

Er wordt prioriteit gegeven aan de soorten die aan minimaal twee van de drie criteria voldoen. In de Nota Ecosysteemvisie is een lijst met doelsoorten opgenomen.

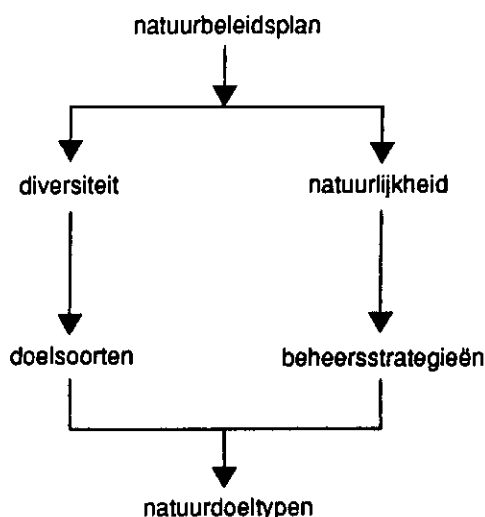


Fig. 4. Schema van de uitwerking van het Natuurbeleidsplan naar natuurdoeltypen (Nota Ecosysteemvisies).

Het grootste deel van het Nederlandse bos (de multifunctionele bossen) valt in hoofdgroep 4. Daarin worden drie doeltypen onderscheiden (zie Koop, 1993; Meeuwissen, 1993 en Ecosysteemvisie Bos (in concept)):

1. Boscultuur met uitsluitend inheemse boom- en struiksoorten;
2. Boscultuur met uitheemse boomsoorten;
3. (Tijdelijk) bos met een primaire houtproductiedoelstelling.

Er wordt een aantal kenmerken genoemd waarmee de natuurlijkheid en kenmerkendheid direct kan worden verhoogd:

- het aanpassen van de schaal van de kapeenheden aan de korrelgrootte van het natuurlijke bosmozaïek;
- het verhogen van het aandeel inheemse boomsoorten;
- het gebruik maken van spontane verjonging.

Verder worden er abiotische en biotische kwaliteitscriteria ter beoordeling van de kansrijkdom van de natuurfunctie van bossen gegeven die gebaseerd zijn op de algemene criteria: kenmerkendheid, verscheidenheid, natuurlijkheid, houdbaarheid, ontwikkelingsduur, vervangbaarheid en haalbaarheid (Meeuwissen, 1993). Tevens wordt een globale beschrijving gegeven van het "bijbehorende beheer" in termen als geleidelijkheid, boomsgewijze oogst, menging, gebruik maken van natuurlijke processen. Per fysisch-geografische regio worden tevens doelsoorten (ook wel aangeduid als kwaliteitsparameters) genoemd.

Deze doelsoorten zijn soorten, die door de specifieke condities die ze vereisen, minder geschikt zijn voor de evaluatie (voor- en achteraf) op korte en middellange termijn. In deze studie wordt voor de evaluatie daarom met (groepen van) de zogenaamde tussensoorten gewerkt (zie § 3.4.3.1). Aangenomen wordt dat deze tussensoorten door de dichtheid waarin ze aanwezig zijn, informatie geven over de geschiktheid van het terrein voor de doelsoorten. De relevante doelsoorten worden in hoofdstuk 4 zoveel mogelijk bij de desbetreffende soortengroepen aangegeven.

Ook natuurlijkheid is in deze studie verder uitgewerkt. Door de natuurlijke processen binnen bossen en de aansluiting van de bosstructuur en -samenstelling bij de natuurlijke referentie afzonderlijk uit te werken in terreinkenmerken, wordt ook het algemene criterium natuurlijkheid verder geconcretiseerd voor planning en beheer op bedrijfs- en opstandsniveau.

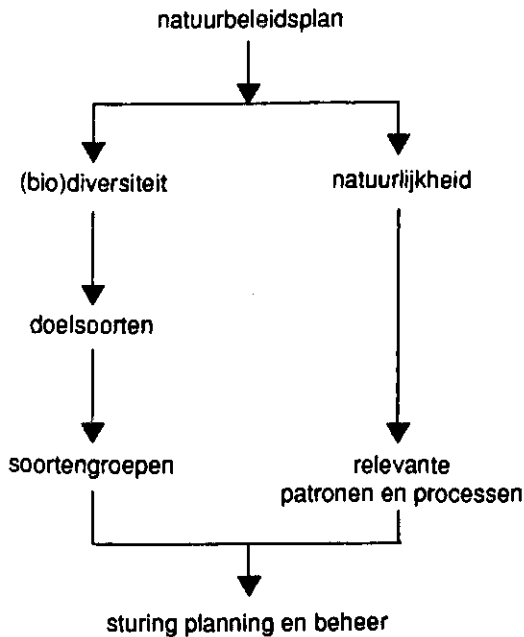


Fig. 5. De in deze studie toegepaste uitwerking van de natuurfunctie

De uitwerking binnen deze studie sluit zo aan bij de Ecosysteemvisie bos. Deze studie kan worden beschouwd als een uitwerking van de Ecosysteemvisie bos voor het natuurdoeltype 4: de multifunctionele bossen.

3.4 Bepaling doelcriteria

3.4.1 Inleiding

Van de drie algemene criteria natuurlijkheid, kenmerkendheid en verscheidenheid worden in deze paragraaf doelcriteria afgeleid. Doelcriteria zijn in § 2.2 gedefinieerd als de eerste afgeleide meetbare parameters die een bepaald aspect van een functie weergeven. In deze studie worden deze doelcriteria uitgewerkt voor beheersbeslissingen binnen multifunctioneel bos. Aan de doelcriteria worden, naast de relevantie voor de natuurfunctie, de volgende eisen gesteld (zie ook § 1.2):

- een extra doelcriterium moet een toegevoegde waarde hebben ten opzichte van andere doelcriteria;
- de doelcriteria mogen niet overlappend zijn;
- de doelcriteria moeten meetbaar gedefinieerd zijn;
- de doelcriteria moeten eenvoudig en betrouwbaar te inventariseren zijn (§ 2.2);
- beïnvloedbaarheid door het bosbeheer (binnen 5-10 jaar: de termijn van de tactische planning en evaluatie);
- aansprekendheid bij de doelgroepen (toepassingsgericht).

Bij de verscheidenheid aan fauna worden alleen de "grotere" dieren meegenomen, bij de planten alleen de hogere planten en de mossen. Verder worden samengestelde waarderingsmaten (bijvoorbeeld de ver-

schillende diversiteitsindexen) geacht voor het doel van deze studie te complex te zijn en daarom minder aan te spreken bij de doelgroep.

In de volgende paragrafen blijkt de gekozen uitwerking tot een relatief groot aantal doelcriteria te leiden. Afhankelijk van de doelstelling van de organisatie zullen voor een specifieke organisatie een beperkt aantal doelcriteria moeten worden gekozen.

3.4.2 Doelcriteria voor natuurlijkheid en kenmerkendheid

In de voorgaande paragraaf is aangegeven dat het algemene criterium natuurlijkheid in drie richtingen wordt uitgewerkt, namelijk:

- de mate van spontaniteit (zelfregulatie);
 - de mate van ongestoordheid;
 - de mate van aansluiting bij de natuurlijke referentie (het volledig zijn).
- Dit wordt gedefinieerd als de mate waarin het bos qua structuur en samenstelling aansluit bij de natuurlijke referentie (het natuurlijke bos) op de betreffende plaats. Als natuurlijke referentie is in deze studie voor de PNV-typering van Van der Werf (1991) gekozen. Deze uitwerking van natuurlijkheid komt overeen met de uitwerking van het algemene criterium kenmerkendheid.

Voor de doelcriteria natuurlijkheid en kenmerkendheid bleken geen andere meetbare parameters aan te geven dan de terreinkenmerken zelf. Daarom worden de doelcriteria en de terreinkenmerken beide direct⁴ gedefinieerd in kenmerken van de structuur en samenstelling van het bos (de terreinkenmerken). Omdat bosbeheer voornamelijk ingrijpt in het boombestand, en bomen in belangrijke mate conditionerend zijn voor veel andere elementen van het bosecosysteem, betreffen de doelcriteria voornamelijk het boombestand.

Spontaniteit

De mate van spontaniteit betreft de spontaniteit van processen als verjonging, selectie, aftakelen en sterven van bomen. Omdat processen niet eenvoudig eenmalig te inventariseren zijn en omdat vanwege de onderlinge relateerbaarheid alle terreinkenmerken in toestandsparameters worden uitgedrukt, worden hier toestandsparameters gebruikt die informatie geven over het plaatsvinden van de bedoelde processen. De volgende doelcriteria kunnen worden geformuleerd:

- 1) 'het aandeel spontaan gevestigde bomen'
Daarbij moet aangegeven worden (keuze) of bij spontane verjonging ook de zogenaamde natuurlijke verjonging (na bijvoorbeeld oppervlakkige grondbewerking) meegenomen wordt.
- 2) 'de hoeveelheid staand en liggend dood hout'
Daarbij wordt de hoeveelheid dood hout ook als maat voor het spontaan aftakelen en sterven van bomen toegepast.

Door zuivering en dunning (als tegenhanger van natuurlijke selectie) wordt invloed uitgeoefend op de boomsoortensamenstelling, de rechtheid en de takkigheid van de overblijvende bomen. De boomsoortensamenstelling wordt al meegenomen bij de ingang 'aansluiting bij de natuurlijke referentie'. De

4

In tegenstelling tot verscheidenheid waar de doelcriteria anders gedefinieerd worden dan de terreinkenmerken.

verdere invloed van zuivering en dunning op de structuur van het bos is vooral bij de huidige ontwikkeling van het bosbeheer van extensiveren van de zuiveringen en de eerste dunningen zo beperkt dat dit niet als een apart doelcriterium wordt opgenomen. Een praktische verdere reden is dat er moeilijk een maat voor is te geven.

Ongestoordheid

De ongestoordheid betreft naast de ongestoordheid van processen als verjonging, selectie, aftakelen en sterven van bomen (zie uitwerking spontaniteit) ook:

- de ongestoordheid van de bosbodem;
Omdat de ongestoordheid van bossen (in de zin van ander landgebruik, bewerking bodem e.d.) moeilijk te bepalen is, wordt veelal de term oud bos ("ancient woodland") gehanteerd. Dit betekent dan de continue aanwezigheid van bos vanaf een bepaald tijdstip (bijvoorbeeld vanaf 1800). In de boomlaag van deze bossen is en wordt vaak sterk ingegrepen (bijvoorbeeld hakhout, middenbos) (zie Peterken 1981). In de struik- en kruidlaag is veel minder ingegrepen. Het beheer had wel een duidelijke invloed op de vegetatie. Hermy (1992) geeft een overzicht van bosplanten die vooral voorkomen in oude bossen. De aanwezigheid van oud-bosplanten is een goede indicatie daarvoor. Ook de Ecosysteemvisie Bos geeft het criterium 'oude bossen met specifieke bossoorten'.
- de ongestoordheid van de kruid-, struik- en boomlaag.
Dit aspect wordt deels al meegenomen door bij de ongestoordheid van de bosbodem ook de aanwezigheid van oudbosplanten mee te nemen en bij de mate waarin de boomsoortensamenstelling aansluit bij de potentieel natuurlijke vegetatie (zie verderop deze bladzijde). Zie verder de uitwerking van de verscheidenheid aan bosflora. Verder is de aanwezigheid van inheems genetisch materiaal (bomen en struiken) van belang. Dit aspect bleek moeilijk uit te werken (zie Heybroek, 1992; Maes et al., 1992).

Aldus resteert als extra doelcriterium:

- 3) *'het ongestoord zijn van de bosbodem, de aanwezigheid van oud-bosplanten'*

Ook vanuit het oogpunt van diversiteit aan flora is het behoud van oude bosplanten relevant. Het zijn soorten die zich vaak maar over beperkte afstand kunnen verspreiden (Hermy, van den Brecht en Tack, 1993). De kans op herkolonisatie is dus aanzienlijk groter als in een boscomplex (nog) oude bosplanten aanwezig zijn.

aansluiting bij de natuurlijke referentie

De natuurlijke vegetatie is de vegetatie, die zonder toedoen van de mens (nog of weer) in evenwicht is met de biotische en abiotische factoren van de standplaats (Van der Werf, 1991). In dit project wordt de toevoeging zonder toedoen van de mens niet gehanteerd. De natuurlijke vegetatie komt in Nederland weinig meer voor. Het begrip potentieel natuurlijke vegetatie (PNV) is ingevoerd door Tüxen (1956) als die natuurlijke vegetatie, die op een bepaalde plaats ontstaat zonder enige menselijke invloed. Voor de PNV voor bos wordt uit praktische overwegingen soms een tijdvak voor deze ontwikkeling van 100-200 of 50-150 jaar gehanteerd. In deze studie wordt als referentie

voor de natuurlijke bossen de PNV-indeling naar Van der Werf (1991) toegepast. Van der Werf hanteert geen duidelijk tijdlimiet, maar volgens mondelinge informatie van Van der Werf gaat hij uit van 1 natuurlijke omloop, in navolging van Kowarik.

Informatie over de samenstelling en de structuur van de natuurlijke bossen in Nederland is nog maar beperkt aanwezig. De beschikbare informatie komt over het algemeen uit bestudering van min of meer natuurlijke bossen in het buitenland zoals Neuenburg en Hasbruch in Duitsland, Fontainebleau in Frankrijk en Bialowieza in Polen, en de bestudering van de ontwikkelingen in halfnatuurlijke en cultuurbossen in Nederland (Van der Lans, 1976; Falinski, 1986; Derkman & Koop, 1977; Koop, 1981a, 1981b; Koop & Hilgen, 1987; Opdam & Van Bladeren, 1981; Londo, 1977; Bink et al., 1978; Van den Bos, 1985; Van Baren en Hilgen, 1984; Van der Werf, 1991). Over een aantal zaken, zoals in het navolgende zal blijken, is nog maar beperkt informatie aanwezig. Soms moet zelfs worden volstaan met hypothesen. In de toekomst zal het bosreservatenprogramma hopelijk een belangrijk deel van de hier benodigde informatie opleveren. Natuurlijkheid wordt dus qua aansluiting bij de natuurlijke referentie direct gerelateerd aan het beeld wat we hebben (meer of minder hard aangetoond) van het natuurlijke bos in de desbetreffende situatie. Het bepalen van de PNV voor een bepaalde planeenheid of opstand is geen onderdeel van deze studie. Hiervoor zijn diverse determinatieleutels ontwikkeld (bijvoorbeeld Van der Werf, 1991; Dirkse, 1993). In deze studie wordt een methodiek aangegeven waarmee bepaald kan worden hoe de huidige situatie of een geplande situatie zich verhoudt tot de desbetreffende PNV en daarmee wat de mate van natuurlijkheid of de kenmerkendheid van deze situatie is. Van der Werf (1991) onderscheidt 29 bosgemeenschappen en enige subassociaties en varianten. Van de bosgemeenschappen van Van der Werf zijn een aantal niet van toepassing op het multifunctionele bos en zijn een aantal voor deze studie samen te nemen (zie bijlage 2). 11 bosstypen komen in de actuele situatie met meer dan 300 ha voor (een willekeurige maat) en zijn geschikt voor meervoudig bosgebruik (inclusief houtproductie).

De mate van aansluiting bij de natuurlijke referentie betreft de bossamenstelling en de bosstructuur. De bosstructuur is een complex begrip. Voor de structuur van de vegetatie wordt veelal onderscheid gemaakt naar de fysiognomie (de uiterlijke verschijningsvorm, bijvoorbeeld het onderscheid tussen bos, grasland en struweel), de gelaagdheid (de inwendige opbouw en verticale verdeling), de verdeling van de levensvormen (bijvoorbeeld aandeel naaldbomen), de soortensamenstelling en de verdeling der populaties.

Dit zijn vijf niveaus van structuur van vegetatie. Over het algemeen wordt met structuur meestal niveau 1 (de fysiognomie) of niveau 2 (de gelaagdheid en de verticale patronen) bedoeld. Met de samenstelling van een vegetatietype wordt meestal niveau 4 de soortensamenstelling bedoeld: het totaal van de (onderzochte) soorten en hun presenties.

Omdat het bosbeheer (het inwendige beheer) zich vooral beperkt tot het ingrijpen in de boomlaag en de bomen in zekere mate conditionerend zijn voor de overige flora en de fauna, wordt hier vooral aandacht besteed aan de samenstelling en structuur van de boomlaag. De struik- en kruidlaag zijn in vergelijking met de boomlaag veelal spontaan ontstaan.

Op basis van deze uitwerking van het begrip structuur en op basis van een

analyse van de in de praktijk gebruikte parameters komen voor de ingang "de mate van aansluiting bij de natuurlijke referentie" de volgende mogelijke doelcriteria in aanmerking:

- 4) *'het aandeel van nature thuishorende boomsoorten'*
- 2) *'de hoeveelheid staand en liggend dood hout'*
- 5) *'de grootte van de verjongingseenheden'*
- 6) *'het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen'*



Foto 4. De grootte van de verjongingseenheden en het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen zijn twee doelcriteria voor de natuurlijkheid en kenmerkendheid van bossen.

Onder het minimumstructuurareaal van een natuurlijk bos wordt de oppervlakte verstaan die minimaal nodig is opdat daar alle representatieve bosstadia door zelfregulatie vertegenwoordigd blijven. De grootte van dit areaal blijkt samen te hangen met het bostype en de randinvloeden. Voor het Wintereiken-Beukenbos, het Gierstgras-Beukenbos en het Eiken-Haagbeukenbos bedraagt het minimumstructuurareaal respectievelijk 40, 25 en 10 ha (Koop, 1981a), mits het binnen een groter bosgebied gelegen is. Dergelijke oppervlakten worden ook elders gevonden (Londo, 1991). In de strategische planning dient bij het doelcriterium 'het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen' met dit minimumstructuurareaal rekening gehouden te worden. Een praktisch probleem is dat PNV's soms verschillen over korte afstanden. Een aaneengesloten minimumstructuurareaal is dan per PNV-type niet haalbaar. Een clustering van PNV-typen is dan de aangewezen weg.

Oude tot aftakelende bomen komen soms groepsgewijs maar ook vaak individueel voor en zijn daarom moeilijk in een oppervlaktemaat uit te drukken zoals met de andere bosfasen wel gebeurt. Daarom wordt het aantal oude en aftakelende bomen als afzonderlijke maat opgevoerd.

7) *'het aantal oude en aftakelende bomen'*

Omdat over de verticale structuur van veel natuurlijke bossen weinig bekend is en omdat voor zover wel bekend het merendeel van de bossen op de Nederlandse bosgroeiplaatsen weinig verticale structuur heeft (zie Van der Werf, 1991) wordt dit criterium verder niet meegenomen. Tot de kenmerkende horizontale patronen van natuurlijk bos behoren ook de kluit- en gatsystemen die ontstaan na windworp van vooral zware bomen (Koop, 1981a; Van der Werf, 1983). Dit aspect wordt ook niet meegenomen omdat het weinig toevoegt voor het bosbeheer. Het ontstaan van kluit- en gatsystemen is toevallig (bijvoorbeeld door windworp), terwijl vanwege de kosten tegenwoordig vaak alleen bij sterke hinder de kluiten nog terug worden geklapt.

3.4.3 Doelcriteria voor verscheidenheid

3.4.3.1 Inleiding

Verscheidenheid is in § 3.2 gedefinieerd als de dichtheden waarin bepaalde indicatorsoorten(groepen) aanwezig zijn. De soorten(groepen) moeten zo worden gekozen dat hoe meer soorten(groepen) er aanwezig zijn, hoe groter de soortenrijkdom is. Bij de keuze van de soorten(groepen) zijn ook de (inter)nationaal zeldzame of de bedreigde soorten van belang. In dit project wordt dus expliciet gekozen voor het sturen op soortengroepen. Daardoor is de systematiek minder afhankelijk van één soort die door specifieke omstandigheden niet aanwezig is (bijvoorbeeld een strenge winter), dus minder afhankelijk van toeval. De doelcriteria voor verscheidenheid betreffen dus de mate van voorkomen van specifieke soortengroepen planten of dieren. Deze soortengroepen zijn dan indicatoren voor de soortenrijkdom van een bosterein. Diversiteitsindexen worden voor de toepassing van dit project vanwege hun complexiteit (zie eis aansprekendheid bij de doelgroep) en hun moeilijke vertaling naar beheersmaatregelen niet gehanteerd. Wanneer inzicht op een hoger schaalniveau dan opstand of planeenheid (bijvoorbeeld het gehele object) nodig is, kunnen de doelcriteria voor verscheidenheid ook worden geformuleerd als "oppervlakten of gebieden die aan een bepaalde norm voldoen (bijv. oppervlakte terrein met meer dan tien exemplaren van de boomklevergroep/ha) (zie ook Van Wirdum et al., 1991).

Over het algemeen wordt verscheidenheid uitgewerkt t.a.v. zeldzame en/of bedreigde soorten. Ook in dit project worden deze soorten als startpunt genomen. Omdat deze soorten zeer verspreid voorkomen, veranderingen in de tijd moeilijk te inventariseren zijn en op korte termijn (5-10 jaar) qua dichtheid moeilijk beïnvloedbaar zijn, zijn ze als indicatorsoorten voor een doelcriterium minder geschikt. Daarom worden voor de soortengroepen indicatorsoorten genomen die meer algemeen voorkomen. De zeer algemene soorten spreken niet aan bij publiek, beleid en eigenaar en zijn vaak weinig

specifiek in hun habitateisen, daarom worden de "tussensoorten", qua algemeenheid, als indicatorsoorten voor de soortengroepen genomen. Aangenomen wordt dat deze tussensoorten door de dichtheid waarin ze aanwezig zijn informatie geven over de geschiktheid van het bosterrein voor de zeldzame en/of bedreigde soorten.

Naar believen kunnen natuurlijk ook adhoc inventarisaties van de meer zeldzame soorten worden uitgevoerd. Als sturingsinstrument voor het beheer zijn deze zeldzame soorten om bovengenoemde redenen echter minder geschikt.

Vanwege de eisen voor inventariseerbaarheid en de aansprekendheid worden alleen de grotere diersoorten (goed met het oog herkenbare soorten) als soortengroepen meegenomen, namelijk de broedvogels, de zoogdieren, de reptielen/amfibieën en de insecten (specifiek de vlinders, de mieren en de dood-houtkevers). Bij deze keuze is tevens rekening gehouden met beschikbare kennis van de verschillende faunasoorten. Bij de planten worden alleen de hogere planten en de mossen meegenomen.

Per soortengroep worden in de navolgende tekst de bijbehorende soorten aangegeven. Daarbij wordt steeds per groep een aantal indicatorsoorten geselecteerd. De indicatorsoorten zijn geselecteerd met behulp van de volgende criteria (naast de voorwaarden aangegeven in § 3.4.1):

- 1) de dichtheid van de soorten wordt voornamelijk beïnvloed door van het bosbeheer afhankelijke terreinkenmerken; het voorkomen en de populatiedynamiek worden (ten dele) bepaald door de beheersvorm en de daardoor ontstane terreinkenmerken;
- 2) het zijn soorten die in veel bostypen en vrijwel over heel Nederland verspreid voorkomen (de dichtheid is de beïnvloede factor, niet het wel of niet voorkomen);
- 3) ze komen met relatief hoge dichtheden voor (kleine territoria) en kunnen daarom op een schaal van een tiental hectares discrimineren;
- 4) er vindt geen regulatie door bijvoorbeeld jacht of bijvoederen plaats;
- 5) de aanwezigheid van de indicatorsoorten geeft de situatie aan van de soortengroep waarin zij zijn ondergebracht;
- 6) de dichtheden en het voorkomen zijn betrekkelijk eenvoudig en voor de meeste soorten op kleine oppervlakten (10 ha) betrouwbaar vast te stellen;
- 7) voortplantings- en schuilgelegenheid vallen grotendeels samen met hun foerageergebied.

Per soortengroep wordt gestreefd naar drie of vier indicatorsoorten.

In principe zijn deze soortengroepen onafhankelijk van de groeiplaats opgesteld, echter:

- een deel van de indicatorsoorten komt alleen op bepaalde groeiplaatsen voor;
De indicatorsoorten per soortengroep moeten voor de betreffende soortengroepen steeds aangepast worden aan de groeiplaats!
- bepaalde soortengroepen komen niet tot weinig op bepaalde groeiplaatsen voor;
Zo komt de soortengroep boomklever niet of nauwelijks op de zeer arme zandgronden voor, omdat dikke loofbomen daar veelal ontbreken. De soortengroep rode bosmieren komt alleen op de zandgronden voor.

Bij de keuze van de soortengroep en bij de keuze van de indicatorsoorten per soortengroep moet rekening worden gehouden met de groeiplaats van de desbetreffende terreineenheid.

In deze studie wordt vooral aandacht besteed aan de habitatkenmerken. Aan isolatie wordt maar beperkt aandacht besteed. Wanneer een indicatorsoort door isolatie-aspecten in een bepaald bosgebied niet aanwezig is en dat niet eenvoudig kan bereiken, moet hij voor beslissingen over inrichting en beheer van bossen (hier het onderwerp) niet als indicatorsoort worden genomen.

3.4.3.2 Broedvogels

Op de nationale lijst van met uitroeiing bedreigde of speciaal gevaar lopende vogelsoorten (Staatscourant 27 Januari 1994, nr. 1773) staan de volgende bosbroedvogels: nachtzwaluw (*Caprimulgus europaeus*), draaihal (*Jynx torquilla*), groene specht (*Picus viridis*) en geelgors (*Emberiza citrinella*). Boomleeuwerik (*Lullula arborea*), gekraagde roodstaart (*Phoenicurus phoenicurus*) en grasmus (*Sylvia communis*) zijn recent van de lijst afgevoerd. Volgens Siepel (1992) zijn de houtsnip (*Scolopax rusticola*), de draaihal, de groene specht, de zwarte specht (*Dryocopus maritus*), de kleine bonte specht (*Dendrocopus minor*), de nachtegaal (*Luscinia megarhynchos*), de fluitier (*Phylloscopus sibilatrix*), het goudhaantje (*Regulus regulus*), het vuurgoudhaantje (*Regulus ignicapillus*), de kuifmees (*Parus cristatus*), de zwarte mees (*Parus ater*), de boomklever (*Sitta europea*), de wielewaal (*Oriolus oriolus*), de sijs (*Carduelis spinus*) de kruisbek (*Loxia curvirostra*) en de appelvink (*Coccothraustes coccothraustes*) kwaliteitsparameters voor bos. Onder kwaliteitsparameters worden door Siepel soorten verstaan die typisch zijn voor een bepaald bostype, die goed herkenbaar zijn en hetzij van internationale betekenis, hetzij zeldzaam in Nederland.

De soortensamenstelling en dichtheid van de broedvogelpopulatie hangen nauw samen met de structuur en samenstelling van het bos. Hierdoor zijn de bosbroedvogels een geschikte groep om de consequenties van verschillen in deze samenstelling en structuur, als gevolg van het beheer, te vergelijken (Opdam & Van Bladeren, 1981). Vogelsoorten worden veelal ingedeeld in ecologische groepen, gebaseerd op de ligging van de nestplaats (grond-, kruid-, struik-, kroon- en holenbroeders) en/of van de foerageerplaats (lucht-, stam-, kroon-, struiken- en grondfoerageerders) (Janse en Kessler, 1981). De soorten binnen deze ecologische groepen vertonen naast overeenkomsten ook nog verschillen in de eisen aan structuur en samenstelling van het bos. Pimpelmees (*Parus caeruleus*) en kuifmees zijn bijvoorbeeld beide holen/spleetbroeders en kroonfoerageerders. Toch stellen ze heel andere eisen aan de boomsoortensamenstelling. De pimpelmees is meer een soort van de loofbossen en de kuifmees een soort van de naaldbossen. In deze studie is bij het bepalen van de soortengroepen vooral gelet op de specifieke eisen van de soorten aan de bosstructuur en -samenstelling.

Belangrijk voor de dichtheid van de bosbroedvogels blijken (Janse & Kessler, 1981; Dekker, Opdam & Kalkhoven, 1982; Opdam & Schotman, 1986):

- het ouder worden van het bos (positieve invloed);
- de bedekkingsgraad en heterogeniteit van de struiklaag (positieve in-

vloed);

- een toename van de hoeveelheid loofbomen (positieve invloed);
- het aantal vegetatielagen (positieve invloed).

Deze kenmerken zijn niet onafhankelijk; bijvoorbeeld bij het ouder worden van het bos neemt veelal de bedekkingsgraad van de struiketage weer toe. In het algemeen zijn er wat de dichtheid aan broedvogels en de soortenrijkdom aangaat een aantal ontwikkelingen te onderscheiden. Na een kaalkap nemen de dichtheid en de soortenrijkdom toe, onder invloed van de ontwikkeling van een struik- en struweelvegetatie (Van Hees, 1978). Tijdens de overgang naar jong opgaand bos (de stakenfase) dalen deze als gevolg van het afnemen van de struiklaag. De soorten van de open fase nemen dan in dichtheid af, terwijl de soorten van de boomfase er nog maar weinig optreden. In de boomfase vindt weer een toename van de dichtheid en de soortenrijkdom plaats. Er zijn veel soorten die tot de zogenaamde bosrandsoorten gerekend moeten worden en sterk beïnvloed worden door de ligging van het bosperceel t.o.v. het open gebied

Opdam et al. (1984) geven tien ecologische soortengroepen op basis van empirisch onderzoek naar de relaties tussen de dichtheid van verschillende soorten en de structuur en samenstelling van de begroeiing bij Amerongen. Na samenvoeging van een aantal vergelijkbare groepen blijven vijf duidelijk herkenbare soortengroepen over, namelijk:

- 1) *Soorten van open bossen en open plekken*,
soorten geassocieerd met een open kruidlaag of met de combinatie boomelement en open kruidlaag;
- 2) *Soorten van de struiklaag*,
soorten geassocieerd met een dichte struiketage, geassocieerd met open-dicht grenzen in de lage struiklaag en kruidlaag en geassocieerd met grenzen tussen struwelen en open bossen zonder kruidlaag c.q. open terrein;
- 3) *Soorten van de goed ontwikkelde loof- en naaldbossen*,
soorten geassocieerd met boomelementen;
- 4) *Soorten van de oude(re) loofbossen*,
soorten geassocieerd met zware boomelementen voornamelijk loofbomen;
- 5) *Soorten van naaldbossen*.

Door de criteria voor de indicatorsoorten (zie § 3.4.3.1) te hanteren zijn veel soorten niet geschikt als indicatorsoort voor deze soortengroepen. De goudvink (*Phyrrhula phyrrhula*) en de grauwe vliegenvanger (*Muscicapa striata*) bijvoorbeeld zijn moeilijk te inventariseren en komen in lage dichtheden voor. De Nachtegaal is een soort die in lang niet alle bostypen voorkomt en waarvan de dichtheden per regio sterk verschillen. Weer een ander voorbeeld zijn de roofvogels. Daarvan wordt het voorkomen voor een belangrijk deel bepaald door niet door de bosbeheerder beïnvloedbare terreinkenmerken, als de terreinsituatie buiten het bos en de grootte van het bosgebied.

Bij het bepalen van de indicatorsoorten is gebruik gemaakt van empirisch onderzoek zoals Janse en Kessler (1981), Opdam et al. (1984), Opdam en Schotman (1986), Kwak et al. (1985), SOVON-publikaties etc. en algemene kennis over de habitateisen van de diverse vogelsoorten.

Naast de indicatorsoorten zijn soorten aangegeven die meelopen met deze

indicatorsoorten. Daarbij zijn ook de minder algemene en zeldzame soorten opgenomen. Een deel van de soorten die onder deze categorie tevens opgenomen zijn, komt alleen in zeer specifieke omstandigheden voor. Zo komt de bosrietzanger vrijwel alleen in vochtige situaties voor. De soortengroepen worden in deze studie genoemd naar één van de indicatoren. Een andere mogelijkheid is, om vanwege de aansprekendheid, de soortengroepen te noemen naar één van de zeldzame soorten binnen de soortengroep. Voor de bosbroedvogels resteren de volgende doelcriteria:

- 8) *Geschiktheid voor de boompiepergroep'*
 Soorten van pioniersfase, grote open plekken en open bossen.
 Indicatorsoorten **Boompieper** (*Anthus trivialis*), **Boomleeuwerik** en **Geelgors**.
 Verder de Nachtzwaluw (op zandgronden).
- 9) *'Geschiktheid voor de tuinfluitergroep'*
 Soorten van de struiklaag.
 Indicatorsoorten **Tuinfluiters** (*Sylvia borin*), **Heggemus** (*Prunella modularis*) en **Fitis** (*Phylloscopus trochilus*).
 Soorten van de struiklaag zonder boomlaag en van de struiklaag met boomlaag zijn hier samengenomen. Mede op grond van de aanname dat naarmate de verjongingsvlakten in het bos kleiner worden, het verschil tussen deze groepen afneemt.
 Tevens Tortelduif (*Streptopelia turtur*), Roodborst (*Erithacus rubecula*), Sprinkhaanrietzanger (*Locustella naevia*; in vochtige situaties), Bosrietzanger (*Acrocephalus palustris*), Spotvogel (*Hippolais icterina*), Zwartkop (*Sylvia atricapilla*), Grasmus, Braamsluiper (*Sylvia curruca*), Matkop (*Parus montanus*), Staartmees (*Aegithalos caudatus*), Merel (*Turdus merula*), Zanglijster (*Turdus philomelos*) en Goudvink.
- 10) *Geschiktheid voor de grote-bonte-spechtgroep'*
 Soorten van de goed ontwikkelde loof- en/of naaldbossen.
 Indicatorsoorten **Grote bonte specht** (*Dendrocopos major*), **Boomkruiper** (*Certhia brachydactyla*), **Vink** (*Fringilla coelebs*).
 Tevens Houtsnip (*Scolopax rusticola*), Ransuil (*Asio otus*), Houtduif (*Columba palumbus*), Ringmus (*Passer montanus*), Tjiftjaf (*Phylloscopus collybita*) en Koolmees (*Parus major*). Vooral voor de vochtige bossen Wielewaal. Bij aanwezigheid van een struiklaag ook de Nachtegaal.
- 11) *'Geschiktheid voor de boomklevergroep'*
 Soorten van de oude bossen, voornamelijk loofbossen.
 Indicatorsoorten **Boomklever** (*Sitta europea*), **Kleine bonte specht** (*Dendrocopos minor*), **Pimpelmees** en **Glanskop** (*Parus palustris*).
 Tevens Appelvink, Fluiters, Pimpelmees, Bonte vliegenvanger (*Ficedula hypoleuca*), Grauwe vliegenvanger (*Muscicapa striata*), Bosuil (*Strix aluco*), Holenduif (*Columba oenas*), Kauw (*Corvus monedula*) en Zwarte specht (*Dryocopus martius*).
 Van de lijst met 16 bosvogel-kwaliteitsindicatoren van Siepel (1992) vallen vijf soorten binnen deze groep.
- 12) *'Geschiktheid voor de Zwarte-meesgroep'*

Soorten van naaldbossen

Indicatorsoorten **Zwarte mees** (*Parus ater*) en **Kulfmee** en **Goudhaantje** (moeilijk te inventariseren). Tevens **Vuurgoudhaantje**, **Goudvink**, **Sijs** en **Kruisbek**.

Van de lijst met 16 bosvogel-kwaliteitsindicatoren van Siepel (1992) vallen zes soorten binnen deze groep.

Groene specht en draaihal worden bij de rode bosmieren behandeld (zie § 3.4.3.5). Het belangrijkste voedsel voor de groene specht zijn mieren, waaronder de rode bosmieren (Smit, 1992). De geschiktheid van een bos voor de groene specht loopt dus parallel met de geschiktheid voor rode bosmieren. Ubiquisten als de vlaamse gaai (*Garrulus glandarius*) zijn niet meegenomen. Door Henk Sierdsema wordt voor Staatsbosbeheer aan de hand van de inventarisaties voor de verschillende beheerseenheden gewerkt aan de verdere uitwerking van deze systematiek voor broedvogels in het kader van het Staatsbosbeheer-project 'Kwaliteitskenmerken bos meervoudige functie'.

3.4.3.3 Zoogdieren

Siepel (1992) noemt acht bosgebonden zoogdieren: boomarter, eekhoorn (*Sciurus vulgaris*), grote bosmuis (*Apodemus flavicollis*), rosse woelmuis (*Clethrionomys glareolus*), hazelmuis (*Musccardinus avellanarius*), bosvleermuis (*Nyctalus leisneri*), grootoorvleermuis (*Plecotus auritus*) en grijze grootoorvleermuis (*P. austriacus*). De Nota ecosysteemvisies geeft de boomarter (*Martes martes*), de noordse woelmuis (*Microtus oeconomus*), de tweekleurige bosspitsmuis (*Sorex coronatus*) en een aantal vleermuizen als de vale vleermuis (*Myotis myotis*) als doelsoorten. Als i-soorten (soorten waarvoor Nederland internationaal gezien belangrijk is) geven Siepel et al. (1993) de egel (*Erinaceus europaeus*), de noordse woelmuis, de huismuis (*Mus musculus*) en het konijn (*Oryctolagus cuniculus*); verder noemen zijn ook het damhert (*Dama dama*).

Uit de in Nederland voorkomende zoogdieren (land- of luchtgebonden; watergebonden worden niet meegenomen) zijn de geschikte soortengroepen en indicatorsoorten gekozen. Nogal wat soorten vallen op grond van de gestelde criteria af. Wat overblijft zijn vooral de kleinere zoogdieren. De geselecteerde soorten zijn tot drie groepen te clusteren:

- 1) soorten waarvoor de boomsoort en de bedekkingsgraad van de struiketage van belang zijn;
- 2) soorten waarvoor de boomsoort en aanwezigheid van de boomfase van belang zijn;
- 3) soorten waarvoor de boomsoort en de aanwezigheid van oude dikke bomen van belang zijn.

Voor deze soortengroep komen de volgende (indicator)soorten in aanmerking:

13) 'De geschiktheid voor de Rosse-woelmuisgroep'

Indicatoren: **rosse woelmuis** en **bosmuis** (*Apodemus sylvaticus*)

Tevens soorten als hazelmuis, eikelmuis (*Eliomys quercinus*) en grote bosmuis.

De eikelmuis, hazelmuis en de grote bosmuis komen in Nederland alleen in de Limburgse hellingbossen voor, waarbij de habitat van de eikelmuis

vooral door de aanwezigheid van gesteente in het bos wordt gekenmerkt. Het handhaven van struikgewas op kapvlakten en het voorkomen van struikgewas in de latere ontwikkelingsfasen is voor de eikel- en de hazelmuis van essentieel belang. Verder is het handhaven van staand of liggend dood hout en het voorkomen van spleten en boomholten van belang. Als voedselbronnen zijn eiken, hazelaars en vruchtbomen van belang. Door hun geringe verspreiding zijn de Eikel- en de Hazelmuis hier niet geschikt als indicatorsoorten. De eikelmuis, de hazelmuis en de grote bosmuis worden wel als bijzondere soorten opgenomen bij de rosse woelmuis.

- 14) 'De geschiktheid voor de Eekhoorngroep'
Indicatorsoort: **eekhoorn**

- 15) 'De geschiktheid voor de Vleermuisgroep'
Indicatorsoorten: **ruige dwergvleermuis** (*Pipistrellus nathusii*) en **rosse vleermuis** (*Nyctalus noctula*). Tevens de baardvleermuis (*Myotis myotis*), de bosvleermuis (*Nyctalus leisneri*), de grootoorvleermuis (*Plecotus auritus*), de grijze grootoorvleermuis (*Plecotus austriacus*) en de boommarter.

Eventueel valt ook nog een soortengroep van de open plekken en de open fase in te stellen, met als indicatoren bijvoorbeeld de aardmuis (*Microtus agrestis*), de veldmuis (*Microtus arvalis*), het konijn en de wezel (*Mustela nivalis*). Bij de groep behoren ook de egel, de hermelijn (*Mustela erminea*) en de bunzing (*Putorius putorius*). Voor de verspreiding van de diverse soorten zie "Atlas van de Nederlandse zoogdieren" (Broekhuizen et al., 1992).

De grote zoogdieren vallen af omdat hun dichtheid per 10 ha zeer gering is. Beslissingen op het niveau van 10 ha binnen het bosbeheer hebben enerzijds vaak een geringe invloed op de geschiktheid voor deze soorten, anderzijds wordt hun dichtheid vaak door veel andere factoren naast het bosbeheer beïnvloed (bijvoorbeeld of bepaalde andere terreintypen aanwezig zijn). Vossen bijvoorbeeld hebben over het algemeen groepsterritoria, die tussen de 100 en 200 ha liggen (Mulder, 1988).

De dichtheid van een deel van de grote zoogdieren wordt bovendien door jacht gereguleerd. Er is echter een streven naar een natuurlijker grofwildbeheer, waarbij aantalsregulatie door het van nature aanwezige voedsel zal moeten plaatsvinden. In het multifunctionele bos kunnen dan maatregelen op kleine schaal, zoals het creëren van leefomstandigheden voor de belangrijkste voedselplanten, eventueel wel van belang zijn. Voor de marterachtigen (boommarter, steenmarter (*Martes foina*) en de das (*Meles meles*)) is eveneens een groot leefgebied noodzakelijk. Zij behoren verder niet tot de algemeen in ons land voorkomende soorten. De steenmarter is geen echte bosbewoner. De boommarter wordt in de systematiek wel als een bijzondere soort opgenomen bij de vleermuisgroep. De bosspitsmuis (*Sorex araneus*) en de dwergspitsmuis (*Sorex minutus*) zijn moeilijk te inventariseren. Daarnaast is de dwergspitsmuis relatief zeldzaam en geen echte bossoort. Bosspitsmuizen zijn ubiquisten. Soorten als bijvoorbeeld haas (*Lepus europaeus*), woelrat (*Arvicola terrestris*), dwergmuis (*Micromys minutus*) en mol (*Talpa europaea*) vallen af omdat het geen bossoorten zijn.

3.4.3.4 Dagvlinders

Vlinders staan vooral na het vlinderjaar (1991) sterk in de belangstelling. De Nota Ecosysteemvisies geeft als doelsoorten de bosdagvlinders: grote weerschijnvlinder (*Apatura iris*), koevinkje (*Aphantopus hyperantus*), kleine ijsvogelvlinder (*Limnitis camilla*), groot geaderd witje (*Aporia crataegi*), keizersmantel (*Argynnis paphia*), rouwmantel (*Nymphalis antiopa*), iepepage (*Satyrion w-album*), sleedoornpage (*Thecla betulae*) en het veenbesblauwtje (*Vaccinia optilete*).

Als i-soorten (soorten waarvoor Nederland internationaal gezien belangrijk is) geven Siepel et al. (1993) de grote vuurvlinder (*Lycaena dispar batava*) en het duingentiaanblauwtje (*Maculinea alcon arenaria*).

Van de 62 thans in Nederland voorkomende dagvlindersoorten komen er 20 altijd in of in de directe omgeving van bossen voor. De relaties die deze soorten met het bos hebben zijn:

- preferentie van de vlinders voor boomkruinen of halfschaduwsituaties in kruid- of struiklaag;
- de waardplanten van de rupsen zijn aan het bos gebonden bomen, struiken of kruiden.

In het bos komen daarnaast soorten van het open veld voor, mits het bos zeer open is of er open plekken voorkomen. Er zijn negen van deze soorten geselecteerd (zie bijlage 3).

De meeste bosvlinders behoren tot de biologische groepen van soorten die als volwassen vlinder, halfwas rups of als ei overwinteren. De vlinderoverwinteraars overwinteren in holle bomen of in dicht struweel bij de grond. Ze zijn aangewezen op voeding in het vroege voorjaar. Over het algemeen zijn bloeiende wilgen dan een geschikte voedingsbron. De meeste vlinderoverwinteraars benutten in het late voorjaar en zomer bloeiende bomen als voedselbron.

Van bijzondere betekenis is de groep met de rupsenoverwinteraars met traag groeiende rupsen die op grassen leven. Zij zijn aangewezen op grazige vegetaties die een lange en continue groeicyclus bezitten. Deze komen in bossen alleen voor op vrij vruchtbare, vochtige bodemtypen. Vegetaties van bochtige smeie bezitten dit groeipatroon ook op de droge en schrale gronden, maar dit gras is ongeschikt voor grasetende dagvlinderrupsen. Dood hout in de vorm van boomlijken, concentraties van takafval e.d. kunnen een belangrijke rol spelen doordat deze plekken tijdelijke groeiplaatsen kunnen vormen voor enkele waardplanten als kamperfoelie, brandnetel en voedzame grassen met een lange groeicyclus.

Bosvlinders worden geconfronteerd met een relatief hoge dichtheid aan insektenetende vogels. Van vele soorten is de overlevingsstrategie gericht op het ontwijken of afweren van vogelpredatie. Zij zijn ecologisch te typeren als gewieksten. Vele soorten zijn in staat zich ruimtelijk op een groot gebied te oriënteren en in lage dichtheden op te treden. Markante bomen ("mastertrees") kunnen een rol spelen als ontmoetingsplaats voor de vlinders in de voortplantingsfase, evenals kleine open plekken in het bos, die dan als territoria voor de mannetjes benut worden. Soorten die gewoonlijk in lage dichtheden leven zijn wel op grotere bosenheden aangewezen om voldoende individuen te kunnen huisvesten voor een duurzame populatie. Het bosgebied is voor deze soorten een archipel van habitats die op de kleine plekken gerealiseerd zijn

(zie Bink, 1992).

Bosdagvlinders zijn over het algemeen gevoelig voor microklimatologische factoren. De vegetatiestructuur bepaalt in sterke mate het microklimaat en de variatie daarin. Het is daarom een belangrijke habitatfactor voor deze dagvlinders. In het algemeen is variatie in het bos een belangrijke factor die de rijkdom van de bosvlinderfauna bepaald. Zoom- en mantelvegetaties aan bosranden, langs bospaden en op open plekken spelen voor vele soorten een sleutelrol.

De gebruikte bronnen voor deze studie zijn de Atlas van de Nederlandse dagvlinders (Tax, 1989) voor de verspreiding- en abundantiegegevens en de Ecologische atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa (Bink, 1992) voor de biologische en ecologische gegevens.

Uit de totale lijst met bosdagvlinders zijn 12 soorten geselecteerd die tamelijk verspreid voorkomen (zie bijlage 3) en die in bossen voorkomen waarvan de kroonbedekking groter dan 30% is. Daarnaast zijn een aantal soorten representatief voor een bepaalde groep. Zo worden de zandoogjes gerepresenteerd door het bruin (*Maniola jurtina*) en het bont zandoogje (*Pararge aegaria*).

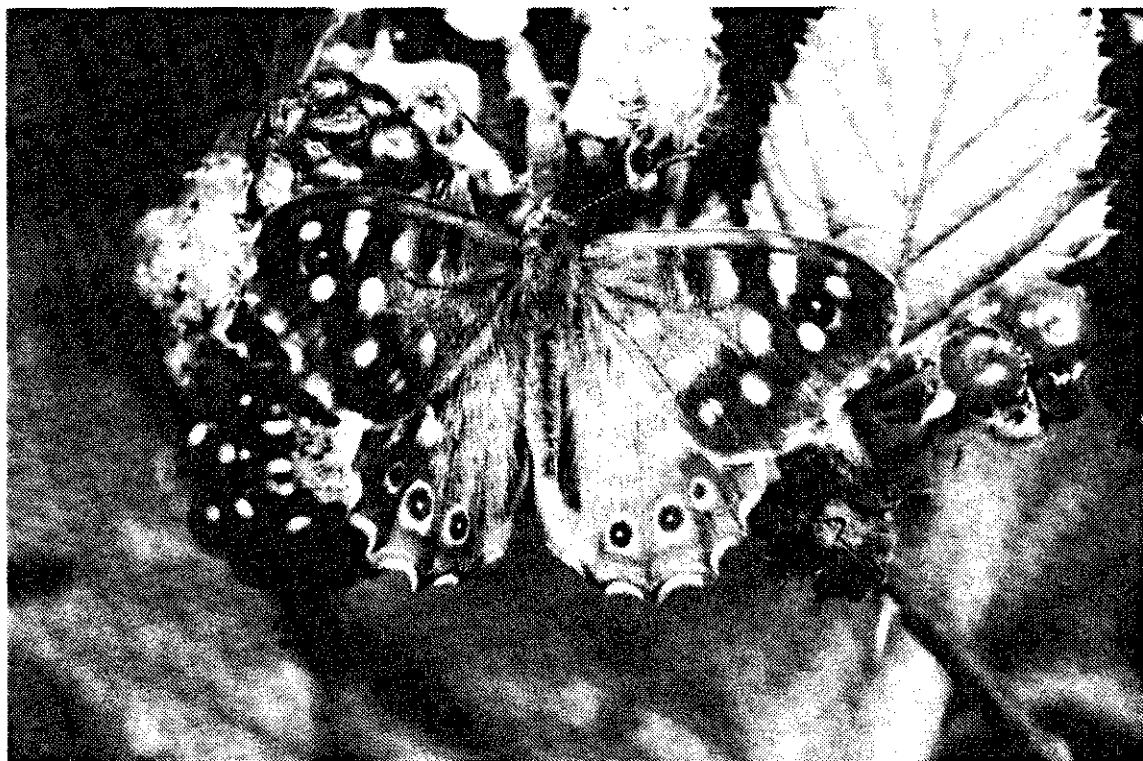


Foto 5. Het bont zandoogje, één van de indicatorsoorten voor de bosdagvlindergroep.

De 12 geselecteerde vlindersoorten zijn de indicatorsoorten voor de bosdagvlinderrijkdom voor deze studie. Deze soorten worden gedifferentieerd naar de verschillende groeiplaatsen (PNV-indeling) in verband met het voorkomen van

de voor de betreffende vlinders noodzakelijke waardplanten. Het zijn soorten waarvoor als de geschikte habitat aanwezig is een relatief grote kans op voorkomen wordt ingeschat (los van eventuele isolatieaspecten van kleine, afgelegen bossen). Zie hiervoor ook de verspreiding van de indicatorsoorten over Nederland (zie bijlage 3), het merendeel van de indicatorsoorten komt tamelijk verspreid over Nederland voor.

16) 'geschiktheid voor Bosdagvlindergroep'

De indicatorsoorten zijn **groot dikkopje** (*Ochlodes venata*), **oranjetip** (*Anthocharis cardamines*), **cltroentje** (*Gonepteryx rhamni*), **groentje** (*Callophrys rubi*), **zilverblauwtje** (*Celastrina argiolus*), **grote weerschijnvlinder**, **kleine ijsvogelvlinder**, **atalanta**, **keizersmantel**, **landkaartje**, **bruin zandoogje** en **bont zandoogje**.

3.4.3.5 Bosmieren

In Nederland komen ongeveer 45 miersoorten voor; 16 daarvan kunnen als bossoorten worden aangemerkt, dat wil zeggen soorten die voornamelijk in bos voorkomen (Mabelis, 1991). De rode bosmieren zijn het meest bekend. In Nederland komen vier soorten voor die tot deze groep gerekend worden:

- de kale rode bosmier (*Formica polycetena*);
- de behaarde rode bosmier (*F. rufa*);
- de zwartrugbosmier (*F. pratensis*);
- de stronkmier (*F. truncorum*).

Nesten van deze soorten zijn voornamelijk te vinden op de zandgronden.

De meeste van onze inheemse miersoorten nestelen nogal eens in dood hout, maar slechts een klein aantal soorten is ervan afhankelijk, zoals de reuzemier (*Camponotus ligniperda*) en de bruine houtmier (*Lasius brunneus*). De reuzemier, onze grootste miersoort, nestelt in ons land vrijwel uitsluitend in naaldbomen, waarvan kern- en spinhout worden uitgehold. De soort is de laatste jaren nog maar sporadisch waargenomen. Ook de vrij zeldzame bruine houtmier is nogal kieskeurig in de keuze van woonplaats; de soort nestelt voornamelijk in staande en liggende eike- en beukestammen. Houtbewonende soorten die weinig kieskeurig zijn in de keuze van de nestplaats, vinden altijd wel ergens een geschikte plaats daarvoor. De glanzende houtmier is bijvoorbeeld algemeen en nestelt niet alleen in stammen en stronken van verschillende soorten bomen, maar graaft zijn nest ook wel eens in het zand uit (Mabelis, 1983b). De aanwezigheid van dood hout heeft echter wel een positieve invloed op de dichtheid van soorten als de glanzende houtmier.

Als we de te inventariseren mieren gaan selecteren op hun vindbaarheid en hun determineerbaarheid, dan vallen de meeste miersoorten af; zij zijn moeilijk te vinden (bijvoorbeeld doordat ze onder de grond leven) of zij zijn moeilijk in het veld te determineren. De soorten die overblijven behoren voor het merendeel tot het geslacht *Formica*. De bekendste vertegenwoordigers van dit geslacht zijn de rode bosmieren (Mabelis, 1987). Het IUCN-Invertebrate Red Data Book rekent de rode bosmieren tot de kwetsbare soorten. Deze kwalificatie is ze toegediend met het oog op de achteruitgang van het aantal nestpopulaties in grote delen van hun verspreidingsgebied.

Op basis van het algemeen voorkomen, de mogelijkheden tot inventarisatie en determinatie, en het discriminerend zijn t.o.v. bosbeheer zijn drie soorten

geselecteerd als indicatorsoorten voor de soortengroep mieren, namelijk:

- de kale rode bosmier (*Formica polyctena*);
- de behaarde rode bosmier (*F. rufa*);
- de zwartrugbosmier (*F. pratensis*);

Eventueel kan nog een vierde soort worden geselecteerd, namelijk de glanzende houtmier (*Lasius fuliginosus*). Deze stelt echter dermate andere eisen (oudere bossen, dikke bomen) aan het bos dat deze soort niet mee wordt genomen.

17) 'Geschiktheid voor de Rode-bosmiergroep'

Indicatoren: de **kale rode bosmier** (*Formica polyctena*), de **behaarde rode bosmier** (*F. rufa*) en de **zwartrugbosmier** (*F. pratensis*). Dit zijn elkaar uitsluitende soorten.

Gelijk op met deze bosmieren lopen ook de vogelsoorten groene specht en draaihals. Rode bosmieren worden vaak als het hoofdvoedsel van de groene specht beschouwd (zie o.a. Smit, 1992).

3.4.3.6 Dood-houtkevers

Er zijn veel verschillende kevers uit totaal verschillende families (o.a. boktorren en bastkevers) die afhankelijk (larvenstadium) zijn van dood hout (zie Siepel, 1992). Onder de dood-houtkevers zijn zeer bekende soorten als het vliegend hert (Krikken en Pijpers, 1982). De kevers die dik dood hout nodig hebben zijn in Nederland zeldzaam tot uitgestorven. Van het vliegend hert (*Lucanus cervus*) zijn in Nederland nog drie concentratiegebieden bekend (Apeldoorn, Nijmegen en Zuid-Limburg; Krikken en Pijpers, 1982). De dood-houtkevers kunnen dienen als boegbeeld voor alle organismen die afhankelijk zijn van dood hout in bossen (denk bijvoorbeeld ook aan houtbijen en wespen). Siepel (1992) constateert dat dood hout direct of indirect van belang is voor meer dan 40% van de bosgebonden fauna. Een nadeel van de dood-houtkevers is dat ze vaak moeilijk te inventariseren zijn.

18) 'Geschiktheid voor de dood-houtkevergroep'

Voor de verdere uitwerking en indicatoren zie § 4.4.12.

3.4.3.7 Reptielen

In Nederland komen zeven soorten reptielen voor, vier hagedissesorten (hazelworm (*Anguis fragilis*), levendbarende hagedis (*Lacerta vivipara*), zandhagedis (*Lacerta agilis*) en muurhagedis (*Podarcis muralis*) en drie slangesoorten (adder (*Vipera berus*), ringslang (*Natrix natrix*) en gladde slang (*Coronella austriaca*)). De reptielen komen voornamelijk voor op de zandgronden en dan nog vooral in de gebieden waar heide of heideachtige vegetatie voorkomt. De reptielen zijn allen relatief zeldzaam tot zeer zeldzaam. De Nota Ecosysteemvisies noemt de gladde slang, de hazelworm en de ringslang als doelsoorten. Van de zeven in Nederland voorkomende reptielsoorten komen er zes ook in bossen voor. In bossen worden reptielen aangetroffen op zonbeschenen plekken met een geschikte vegetatie. Het blijkt mogelijk om

door ingrepen biotopen te maken die voor reptielen geschikt zijn en deze relatief snel bevolkt te krijgen. Dit op voorwaarde dat er populaties in de buurt zijn (Stumpel, 1990).

Zandhagedis wordt vaak als een geschikte indicatorsoort gezien voor reptielen. In droge biotopen is de zandhagedis het meest kritisch (Stumpel, 1985a). Als indicatorsoort voor het doelcriterium reptielen in bossen komt vanwege zijn (relatief) algemene voorkomen vooral de levendbarende hagedis in aanmerking. Ook de hazelworm als typisch bosreptiel wordt als indicatorsoort genomen. De habitat-eisen van deze twee soorten komen grotendeels overeen, maar de levendbarende hagedis bewoont ook een aantal biotopen waar de hazelworm niet voorkomt (mondelinge mededeling A.H.P. Stumpel en C.F. van de Bund). De zandhagedis en de adder zijn meer soorten van het open terrein. De ringslang valt hier af omdat de aanwezigheid van water zo bepalend is.

19) 'Geschiktheid voor de Bosreptielgroep'

Indicatorsoorten **levendbarende hagedis** en **hazelworm**.

3.4.3.8 Bosflora

In deze studie wordt voor de uitwerking van het doelcriterium 'geschiktheid voor bosflora' alleen aandacht besteed aan de hogere planten en de mossen. De ingang verscheidenheid bosflora bleek moeilijk. Voor een belangrijk deel van de groeiplaatsen gaat het om meer van dezelfde soorten. 92% van de bosplantesoorten komt op nog geen 5% van de oppervlakte voor (Dirkse en Thalen, 1987). Er is veel classificatie-onderzoek gebeurt met groeiplaats, boshistorie e.d. als ingang. De invloed van het huidige bosbeheer is veel minder onderwerp van studie geweest.

In dit project wordt gezocht naar doelcriteria die binnen 10 jaar discrimineren. Geconstateerd moet worden, dat het overgrote deel van het Nederlandse bos nog (steeds) min of meer in een pioniersfase verkeert. De flora wordt gekenmerkt door min of meer lichtminnende plantensoorten die in oud bos kenmerkend zijn voor randsituaties (bosrandplanten). Bossen met schaduwminnende, zgn. oud-bossoorten zijn zeldzaam (zie onderdeel oud-bosplanten § 3.4.2). Voor bos dat nog min of meer in een pioniersfase verkeert kunnen deze soorten pas over lange tijd worden verwacht, mits de omstandigheden gunstig zijn. De kenmerkende soorten van de verschillende bosassociaties zijn daarom vaak niet geschikt als indicatoren.

Voor deze studie zijn drie ingangen uitgewerkt:

- de invloed van de hoofdboomsoort en de openheid van het bos (kroonbedekking, licht/schaduwboomsoorten, open plekken, humus);
- storingsplanten (ten gevolge van stikstofdepositie etc.);
- oud-bosplanten (in relatie tot ongestoordheid bodem)

De ingang oud-bosplanten is al eerder besproken (zie § 3.4.2). De ingang storingsplanten is niet verder uitgewerkt vanwege de beperkte kennis over de mogelijkheden en de wijze waarop (bijvoorbeeld het dicht of juist open houden van het bos, de randeffecten, invloed verticale en horizontale structuur) het bosbeheer het voorkomen van storingsplanten kan beïnvloeden.

Voor de flora bleek het vanwege de beperkte informatie op dit terrein en vanwege de grote verscheidenheid in soorten niet goed mogelijk duidelijke soortengroepen op te stellen die gelijk reageren op veranderingen in de boomsoorten en de kroonsluiting van de bossen. Daarom is een andere werkwijze gevolgd: voor de belangrijkste bepalende factoren van alternatieve beheersvormen (voornamelijk de boomsoortensamenstelling) zijn voor de relevante plantensoorten de globale consequenties aangegeven. Een ontwikkeling van een donker naaldbos op een Fago-Quercetum groeiplaats betekent bijvoorbeeld een ontwikkeling naar een vegetatie met vooral mossen als gewoon pronkmos en fraai haarmos en weinig tot geen hogere planten als gewone hennepnetel, blauwe bosbes, kamperfoelie, lijsterbes en sporkehout, terwijl deze hogere planten bij licht naald- en loofbos meer aanwezig zijn.

Dit leidt tot het laatste doelcriterium:

20) *Ontwikkeling Bosflora*

4. DE RELATIES TUSSEN DOELCRITERIA EN TERREINKENMERKEN

4.1 Inleiding

In dit hoofdstuk wordt een aanzet gegeven tot de uitwerking van de relaties tussen de in hoofdstuk 3 geselecteerde doelcriteria en de relevante terreinkenmerken. Dus welke kenmerken van de structuur en samenstelling van het bos zijn van belang voor de doelcriteria en hoe kan relatie tussen de doelcriteria en de terreinkenmerken uitgewerkt worden. De eerste stap daartoe is het aangeven welke terreinkenmerken van belang zijn voor de 20 in het voorgaande hoofdstuk gedefinieerde doelcriteria. Vervolgens zijn de verschillende terreinkenmerken uniform gedefinieerd, bijvoorbeeld de hoeveelheid dood hout steeds in het aantal stammen per ha. De tweede stap is het kwantitatief uitwerken van de relaties tussen de doelcriteria en de verschillende terreinkenmerken (het verklarende deel van het model). In § 4.3 wordt de uitwerking voor natuurlijkheid en kenmerkendheid besproken. In § 4.4 gebeurt datzelfde voor de doelcriteria voor verscheidenheid.

Voor toepassing binnen een beoordeling (evaluatie) van verschillende plannen is het bepalen van de "optimale" situatie per doelcriterium van belang. De mate waarin het alternatief afwijkt van deze optimale situatie bepaalt de waardering van de alternatieve plannen. De referentie die wordt gekozen bepaalt de optimale situatie. De referentie is het 'ijkpunt' waartegen de toestand van een alternatief kan worden afgemeten. Er zijn verschillende referenties. Bijvoorbeeld voor 'het aandeel van nature thuishorende boomsoorten' kan de situatie voor menselijke beïnvloeding of de situatie die ontstaat over 200 jaar zonder menselijke invloed als referentie worden genomen. Voor de verscheidenheid aan bosvogels kan bijvoorbeeld de dichtheid van de boomklevergroep in het natuurlijke bos of de maximale dichtheid (binnen bos) als referentie worden genomen. De keuze voor de referentie is daarmee subjectief. Het bestuur van de beheerende organisatie of het beleid moet deze keuze maken. De heersende opvatting over natuur en natuurbehoud speelt een belangrijke rol bij deze keuze. Een andere opvatting kan een andere referentie betekenen en daarmee de keuze voor een andere beheer tot gevolg hebben.

Voor veel doelcriteria is de relatie tussen het doelcriterium en de terreinkenmerken complex en genuanceerd. Voor het gebruiksdoel bosbeheersplanning en besturing van bosbedrijven is een sterke vereenvoudiging noodzakelijk. Bij de daadwerkelijke uitvoering van het beheer in het terrein kan een verdere plaatselijke nuancering aangebracht worden.

4.2 De terreinkenmerken

In deze paragraaf wordt een overzicht gegeven van alle relevante terreinkenmerken. Uit een analyse van de belangrijkste terreinkenmerken voor de verschillende doelcriteria komt de volgende lijst naar voren. Er is uitgegaan van terreineenheden van 10 ha (het schaalniveau). Dit is een minimumniveau om iets over de geschiktheid voor veel soortengroepen en de aansluiting bij de natuurlijke referentie (zie het minimumstructuurareaal) te kunnen zeggen.

Voor een aantal soortengroepen en een deel van de natuurlijke processen is zelfs een grotere oppervlakte nodig.

Er worden totaal 14 terreinkenmerken onderscheiden. Het merendeel hiervan is van belang voor verschillende doelcriteria. Een aantal terreinkenmerken zijn specifiek voor één doelcriterium.

1. het aandeel spontaan gevestigde bomen (kroonbedekkingspercentage of percentage grondvlak)
In principe valt hieronder alleen de echte spontane verjonging (geheel zonder menselijke invloed). Eventueel (keuze) kan ook de zogenaamde natuurlijke verjonging (met beperkte menselijke hulp als bodemverwonding of het verwijderen van een dichte grasmat) ook hier toe worden gerekend.
2. de hoeveelheid staand en liggend dood hout
Gemeten wordt het aantal stammen per ha dikker dan 20 cm per ha en het aantal eiken- of beukenstammen per ha dikker dan 40 cm.
3. de boomsoortensamenstelling (percentage grondvlak of kroonbedekkingspercentage)
Uit de boomsoortensamenstelling kan afgeleid worden het aandeel schaduw- of lichtboomsoorten, het aandeel loof- of naaldboomsoorten en het aandeel inheemse soorten of exoten.
4. het aandeel gemengd bos (percentage oppervlakte)
Bos wordt hier als gemengd beschouwd wanneer meer dan 20% van het grondvlak (of kroonbedekkingspercentage) uit andere boomsoorten dan de hoofdboomsoort bestaat.
5. de bedekking van de struiklaag (percentage oppervlakte)
6. bedekking kruidlaag (percentage oppervlakte)
7. de gemiddelde grootte van de verjongingseenheden (ha)
8. de oppervlakteverdeling van de bosontwikkelingsfasen (percentage oppervlakte)
9. de diameterverdeling van de bomen (aantal bomen of procentuele verdeling per diameterklasse)
10. het kroonbedekkingspercentage (percentage oppervlakte)
11. het oppervlakteaandeel open bos (percentage oppervlakte)
Open bos wordt hier gedefinieerd als bos in de boomfase met minder dan 50% kroonbedekking met een geringe bedekking (10%) van de struiketaag. Daarbij zijn alleen die terreindelen die groter zijn dan 0,5 ha van belang.
12. aantal open plekken (1 maal boomhoogte (500m²), 1000 m² of 0,5 ha)
13. aanwezigheid van holle dikke bomen
14. het aandeel bos zonder grondbewerking (percentage oppervlakte)
De oppervlakte waarop de laatste decennia geen bodembewerking plaats heeft gevonden.

4.3 Doelcriteria voor natuurlijkheid en kenmerkendheid

4.3.1 Inleiding

Zoals in hoofdstuk 3 al besproken worden de doelcriteria voor natuurlijkheid en kenmerkendheid van het bos in dezelfde variabelen gedefinieerd als de

terreinkenmerken. Voor het bepalen van de mate van natuurlijkheid en kenmerkendheid van een bosterrein zijn de aanwezige structuur en samenstelling van de vegetatie en het plaatsvinden van bepaalde ecologische processen van belang. De faunistische samenstelling is minder geschikt als maat, omdat weinig bekend is over de fauna (vooral over de dichtheden) van het natuurlijke bos. Als doelcriteria voor natuurlijkheid en kenmerkendheid worden daarom patroonkenmerken van de vegetatiestructuur en -samenstelling en proceskenmerken als het aftakelen en sterven van bomen en het plaatsvinden van spontane verjonging genomen.

Voor de uniformiteit binnen de systematiek, nodig om de relaties tussen de terreinkenmerken te kunnen leggen (zie § 2.2), is ervoor gekozen alle terreinkenmerken als patroonkenmerken te definiëren. Omdat de doelcriteria voor natuurlijkheid en kenmerkendheid in dezelfde eenheden worden gedefinieerd als de terreinkenmerken worden ook deze doelcriteria gedefinieerd in patroonkenmerken. De van belang zijnde proceskenmerken bleken relatief eenvoudig te vertalen in patroonkenmerken.

4.3.2 Doelcriterium 1: 'Het aandeel spontaan gevestigde bomen'

Doelcriterium 1 is een proceskenmerk (het plaatsvinden van spontane verjonging) dat vertaald wordt in een patroonkenmerk. Als maat kan bijvoorbeeld worden gekozen het oppervlakteaandeel dat spontaan verjongd is (inclusief de boomlaag) of waar onder de boomlaag spontane verjonging aanwezig is. Voor de zuiverheid van de redenering moet dit onafhankelijk van de boomsoort bepaald, dus inclusief exoten, worden bepaald. Het niet-natuurlijk zijn van exoten komt aan de orde bij doelcriterium 4 'Het aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten'. Tot de spontane verjonging behoort in principe alleen de echte spontane verjonging (geheel zonder menselijke invloed). Eventueel kan ook de zogenaamde natuurlijke verjonging (met beperkte menselijke hulp als bodemverwonding of het verwijderen van een dichte graslaag) mee worden genomen. De waardering van het bos zal waarschijnlijk recht evenredig toenemen met het oppervlakteaandeel dat spontaan verjongd is vergeleken met het oppervlakteaandeel dat door bomen is bezet. De referentie is dan 100% spontane verjonging. Deze maat is algemeen (voor alle PNV-typen) toepasbaar. Wanneer op 10% van de oppervlakte spontane verjonging door berk aanwezig is, geeft dit bij een 100% kroonsluiting een score van 0,1 (op een schaal van 0 tot 1). 30% van de oppervlakte geeft bij een kroonsluiting van 60% een score van 0,5.

4.3.3 Doelcriterium 2: 'De hoeveelheid staand en liggend dood hout'

Ook doelcriterium 2 is een proceskenmerk (het plaatsvinden van spontane sterfte van bomen en het vergaan van dode bomen) dat wordt vertaald in een patroonkenmerk. Aan het onderwerp dood hout is in de literatuur de laatste jaren veel aandacht besteed, zie bijvoorbeeld de themanummers van het Nederlands Bosbouw tijdschrift 2/3, 1983 (Koop, 1983; Barkman, Jansen & De Vries, 1983; Barkman, 1983; Van der Werf, 1983; Mabelis, 1983b; Komdeur & Vestjens, 1983; Voûte, 1983 en Van Vuure, 1983) en van het Forstwissenschaftliches Centralblatt 2, 1991 (Albrecht, 1991; Rauh & Schmitt, 1991; Pfarr

& Schrammer, 1991; Utschick, 1991 en Ammer, 1991).

Voor de classificatie van dood hout worden in de literatuur een aantal criteria genoemd; namelijk de boomsoort, de dimensie, de hoeveelheid, staand of liggend, het verteringsmilieu en de verteringsgraad. Het verteringsmilieu is een te gedetailleerd criterium voor de strategische en tactische planning, bij de uitvoering van maatregelen kan hier wel rekening mee worden gehouden. Ook de verteringsgraad, vooral de continue aanwezigheid van alle stadia (door continue sterfte) wordt hier niet meegenomen. Ook de boomsoort van het dode hout is een gedetailleerd terreinkenmerk, dat echter bij de uitwerking van de soortengroep dood-houtkevers dermate belangrijk bleek dat het toch wordt meegenomen. De criteria staand of liggend, de hoeveelheid en de dimensie (lengte en diameter) worden meegenomen in de uitwerking in deze paragraaf.



Foto 6. Wat is de referentie voor de hoeveelheid dood hout?

Voor de hoeveelheid dood hout worden in de literatuur verschillende maten gebruikt, namelijk % houtige biomassa, de verhouding tussen de m^3 levend en dood hout, het absolute aantal m^3 dood hout of aantal stuks dode bomen. De verhouding levend/dood varieert sterk met de opstandsontwikkeling (het aantal levende bomen neemt snel af tijdens de opstandsontwikkeling, terwijl het volume juist toeneemt) en is daardoor een minder geschikte maat. Het percentage van de houtige biomassa wordt veel gebruikt, maar lijkt minder eenvoudig te inventariseren dan het aantal stammen. Hier wordt vanwege de eenvoudige wijze van bepalen gekozen voor het aantal stammen. Ook bij de

Vierde Bosstatistiek is voor het liggende dode hout het aantal stuks gemeten. Daarbij werden de klassen minder dan 10 stuks per ha en meer dan 10 stuks per ha gehanteerd.

In de literatuur worden diverse indelingen voor de dimensies gehanteerd. Hier wordt de indeling voorgesteld die ook bij de Vierde Bosstatistiek is gevolgd (Dirkse, 1987), namelijk: dun (dunner dan 7 cm), middel (7-20 cm) en dik (dikker dan 20 cm). In deze studie wordt alleen gekeken naar het dode hout dikker dan 20 cm. De grens van 20 cm is arbitrair en zou eventueel aangepast kunnen worden aan het bostype. In de jonge en stakenfase vindt veel sterfte plaats en de bomen hebben in deze fase veelal diameters van de klasse 7-20 cm zodat van deze klasse naar verwachting relatief veel dood hout aanwezig zal zijn. Ook gezien de ontwikkeling binnen de bosbouwsector om minder maatregelen uit te voeren in de eerste decennia van opstandsontwikkeling. Het inventariseren van de diameterklassen beneden de 20 cm wordt daardoor kostbaar. Daarbij komt nog dat weinig bekend is over de natuurlijke referentie voor de hoeveelheid dood hout in deze klassen.

Volgens de gegevens van de Vierde Bosstatistiek heeft van de totale bosoppervlakte 19% meer dan 10 dikke liggende stammen per ha. In totaal 43% heeft weinig (elke klasse minder dan 10 stuks) middeldikke en dikke dode liggende stammen (Dirkse, 1987). In de Vierde Bosstatistiek vallen onder dode stammen echter ook de stobben en de afzonderlijke stamdelen bij breuk. Van Baren en Hilgen (1984) vinden in Fontainebleau in Gierstgras-Beukenbos 29 en in Wintereiken-Beukenbos 52 stammen dikker dan 20 cm. Koop (1981a) vindt in Gierstgras-Beukenbos een lengte van 10 m dood hout per are. Bij een gemiddelde lengte van 30 m betekent dit 30 stammen per ha. Het volume dood hout dat op relatief arme, droge groeiplaatsen wordt gevonden, is veelal groter dan op rijkere, natte groeiplaatsen. Dit wordt onder andere geweten aan de relatief snelle vertering op de rijkere groeiplaatsen (Van Baren en Hilgen, 1984).

Als maat voor het dode hout (liggend en staand afzonderlijk) lijkt, gezien het voorgaande, het aantal stammen dikker dan 20 cm zinvol. Eventueel kan ook nog het aantal stammen dikker dan 40 cm afzonderlijk meegenomen worden. Onder stammen worden volledige stammen verstaan. Wanneer door breuk of zagen een stam uit verscheidene delen bestaat wordt het als één exemplaar meegenomen. Alleen een stobbe geldt *niet* als een stam. Als referentie lijkt 20 stuks per ha zinvol. De waardering zal waarschijnlijk recht evenredig lopen met de mate waarin de referentie wordt bereikt. 10 stammen per ha geeft dus op een schaal van 0,0 tot 1,0 een waardering van 0,5.

4.3.4 Doelcriterium 3: 'Het ongestoord zijn van de bosbodem'

Omdat de ongestoordheid van bossen, in de zin dat er op de desbetreffende plaats geen ander landgebruik of sterke bewerking van de bodem heeft plaatsgevonden, moeilijk te bepalen is, wordt veelal de term oud bos ("ancient woodland") gehanteerd. Dit betekent dan de continue aanwezigheid van bos sinds een bepaald tijdstip (bijvoorbeeld sinds 1800). Soms kan uit historische bronnen (bijvoorbeeld kaarten) de aanwezigheid van deze oude boskernen worden aangetoond.

Een indicator voor oud bos is de aanwezigheid van oud-bosplanten. In de

boomlaag van bossen is en wordt over het algemeen sterker ingegrepen (zie Peterken, 1981) dan in de struik- en kruidlaag. Het beheer heeft indirect wel een duidelijke invloed op de vegetatie. Zo begunstigen de hakhoutculturen soorten als bosanemoon en slanke sleutelbloem. Hermy (1992) geeft een overzicht van bosplanten met een affiniteit voor oude bossen. Er is een sterke regionale variatie in het voorkomen van deze soorten (Rackham, 1980). Oud-bosplanten die in het Nederlandse bos "vrij algemeen" voorkomen zijn: bosanemoon, hazelaar, wijfjesvaren, adelaarsvaren, guldenboterbloem, muskuskruid, slanke sleutelbloem, lelietje-der-dalen, dalkruid, gewone of veelbloemige salomonszegel, rode kornoelje, tweestijlige meidoorn, kardinaalsmuts, mispel, blauwsporig bosviooltje, winterlinde, boszegge, ijle zegge, hondstarwegras, ruige veldbies en bosgierstgras. Maes, Van Vuure en Prins (1992) noemen wegedoorn, tweestijlige meidoorn, winterlinde, adelaarsvaren en dalkruid.

De oud-bosplanten komen voornamelijk voor in de rijkere bossen (zie Van der Werf, 1991). De bovengenoemde soorten kunnen vrijwel allemaal voorkomen in de Eiken-haagbeukenbossen en Essen-iepenbossen (behalve soorten als adelaarsvaren). In de Wintereiken-beukenbossen gaat het vooral om lelietje-der-dalen, dalkruid, bosgierstgras, witte klaverzuring, salomonszegel, adelaarsvaren, bosanemoon en ijle zegge. In de Berken-Zomereikenbossen komen geen duidelijke oud-bosplanten voor.



Foto 7. Bosanemoon, één van de oud-bosplanten.

Het bosbeheer heeft door bodembewerking (bijvoorbeeld ploegen of gaten woelen) een directe invloed op de ongestoordheid. Daarnaast kan het bosbeheer indirect een negatieve invloed hebben op de instandhouding en ontwikkeling van de oud-bosplanten, vooral door het aandeel schaduw-boomsoorten (als beuk, spar, douglas en tsuga) te vergroten. Eventueel ook door het stimuleren van een dichte struiketage van bijvoorbeeld braam. Dit terreinkenmerk wordt hier niet meegenomen. De herkolonisatie van oud-bosplanten in nieuwe bossen wordt negatief beïnvloed door de verdere vegetatie (bijvoorbeeld door concurrerende soorten als brandnetel) en daarnaast door de isolatie van bossen (Hermy, Van den Brecht en Tack, 1993). Er is wel een verschil tussen de soorten. Een soort als adelaarsvaren heeft minder last van beschaduwing dan soorten als slanke sleutelbloem en bosanemoon. Er wordt in deze studie een algemene uitwerking gegeven voor alle oud-bosplanten gegeven.

Voor veel oud-bosplanten geldt dat in een natuurlijk bos de donkere boomfase een moeilijke periode is. Bosanemoon bijvoorbeeld overleeft vegetatief in het donkere beukenbos van Fontainebleau. Pas in een open plek komt de soort weer tot bloei. Het voorkomen van oude bossoorten moet dus eveneens gezien worden op populatieniveau binnen een dynamisch bosmozaïek. Vandaar dat bij de toepassing van dit doelcriterium niet naar te kleine terreindelen gekeken moet worden.

Het doelcriterium 'Het ongestoord zijn van de bosbodem' is alleen toepasbaar als er een oude boskern aanwezig is. Dit kan blijken uit historische bronnen of de aanwezigheid van oud-bosplanten. De referentie (score 1,0) is oud bos met een duidelijk aandeel looflichtboomsoorten. Aanname is dat looflichtboomsoorten een positieve invloed hebben op de ontwikkeling en de (her)vestiging van de oud-bosplanten. Het is duidelijk dat naaldschaduwboomsoorten een negatieve invloed hebben. Wanneer grondbewerking wordt toegepast, wordt de score direct 0,0, onafhankelijk van de boomsoortensamenstelling. Wanneer het oppervlakteaandeel (kroonbedekkingspercentage) voor looflichtboomsoorten 50% (arbitrair getal) of meer bedraagt is de score 1,0. De score zal waarschijnlijk recht evenredig afnemen met het aandeel beneden de 50%; 25% looflichtboomsoorten geeft dan een score van 0,5

4.3.5 Doelcriterium 4: 'Het aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten'

Voor de beoordeling of boomsoorten van nature op de betreffende plek thuishoren, wordt uitgegaan van de Potentieel Natuurlijke Vegetatie (PNV) uitwerking naar Van der Werf (1991). In deze studie wordt dit criterium toegepast op de heersende boomlaag. Eventueel kan afzonderlijk naar een tweede boomlaag worden gekeken. Deze boomlaag kan een van nature in het bos voorkomende tweede laag zijn, maar kan ook verjonging zijn die onder het scherm van de oude opstand opkomt.

Per boomlaag wordt het relatieve aandeel van de verschillende boomsoorten bepaald (kroonbedekkings- of grondvlakpercentage). Het relatieve aandeel van de soorten bepaalt de score. Hier wordt ervan uitgegaan dat de waardering recht evenredig verloopt met het aandeel van deze soorten. Er wordt onder-

scheid gemaakt in positieve en indifferente soorten of in positieve, indifferente en negatieve soorten. Exoten en "groeiplaatsvreemde" boomsoorten kunnen naar keuze negatief of indifferent worden gewaardeerd. Sommige boomsoorten komen in een bepaalde PNV altijd met een relatief klein percentage voor. Voor soorten die in de PNV met minder dan 25% voorkomen (zie tabel 2; 25% is een arbitraire grens) en in de huidige situatie meer dan 25%, wordt het aandeel boven de 25% indifferent gewaardeerd. In tabel 2 zijn per PNV-type de voorkomende boomsoorten aangegeven. Omdat in veel opstanden kleine plekken met een uitzonderlijke groeiplaats (natte en/of rijkere plekken) voorkomen, worden tot 5% andere (niet bij de PNV behorende) inheemse boomsoorten ook meegerekend bij de bepaling van de score.

Als voorbeeld een planeenheid met PNV *Berken-Zomereikenbos*

Tot het PNV-type Berken-Zomereikenbos behoren de boomsoorten zomereik, berk en grove den. De zomereik domineert in het eindstadium. De grove den en de berk komen vooral in het pionierstadium voor. Het pionierstadium kan bijvoorbeeld optreden bij het ontstaan van grotere open plaatsen. Het voorkomen van exoten wordt in dit voorbeeld gemakshalve indifferent gewaardeerd.

Een aantal voorbeelden voor een planeenheid met PNV 6 Berken-Zomereikenbos:

- 100% Zomereik geeft score 1,0;
- 100% Berk geeft score 0,25;
- 50% Berk en 50% Zomereik geeft score 0,75 (0,25+0,5);
- 25% Berk, 50% Zomereik en 25% Grove den geeft score 1,0 (0,25+0,5+0,25);
- 25% Berk en 75% Zomereik geeft score 1,0 (0,25+0,75);
- 25% Douglas, 50% Grove den en 25% Zomereik geeft score 0,5 (0,0+0,25+0,25).
- 15% Es en beuk, 25% Berk en 60% Zomereik geeft score 0,9 (0,05+0,25+0,60)

Tabel 2. Het voorkomen van de verschillende boomsoorten per PNV-type. (D(ominant) betekent met meer dan 25% voorkomend, + betekent met minder dan 25%). Naar Van der Werf (1991) en met mondelinge toevoegingen van Van der Werf.

| Boomsoorten | PNV-type | | | | | | | | |
|-------------|----------------------------|-------------------------------|--------------------------------|--------------------|------------------------|------------------------------------|------------------------------|--------------------|----------------------------------|
| | Kussent. dennen- bos | Berken- zomer- eikenbos | Winter- eiken- beukenbos | Elzen- eikenbos | Veldbies- beukenbos | Gierst-/ Parelgas- beukenbos | Eiken- Haagbeuk- enbos | Essen- lepenbos | Elzenrijk- Essen- lepenbos |
| Grove den | D | + | | | | | | | |
| Zomereik | + | D | + | D | + | + | D | + | + |
| Wintereik | | | D | | + | + | | | |
| Beuk | | | D | | D | D | + | | |
| Berk | + | + | + | D | + | | | | |
| Es | | | | + | | + | + | D | D |
| Iep | | | | | | | | D | + |
| Linde | | | | | | + | + | + | |
| Haagbeuk | | | | | | + | D | | |
| Els | | | | D | | | | | + |
| Wilg | | | | | | | | | + |
| Zoete kers | | | | | | + | + | + | |

4.3.6 Doelcriterium 5: 'De grootte van de verjongingseenheden'

De grootte van de verjongingseenheden in het natuurlijke bos wisselt per bostype. De diameter van de grootste verjongingseenheden per bostype neemt toe van 1,5 maal de boomhoogte in het Eiken-Haagbeukenbos, via 2 maal de boomhoogte in het Gierstgras-Beukenbos tot 2,5 maal de boomhoogte in het Wintereiken-Beukenbos. Ook de frequentieverdeling naar diameterklasse is per bostype anders. In het Wintereiken-Beukenbos respectievelijk het Gierstgras-Beukenbos komen kleine verjongingseenheden minder en grote meer voor dan in het Eiken-Haagbeukenbos. Deze trend blijkt eveneens uit de oppervlaktepercentages per diameterklasse (Koop, 1981a; Koop & Hilgen, 1987). Bastiaens et al. (1980) tonen aan dat bij een diameter van de verjongingseenheid groter dan 2 à 3 maal de boomhoogte het microklimaat in de verjongingseenheid duidelijk afwijkt van het bosklimaat.

De toename van de relatieve grootte (van de grootste verjongingseenheden) weegt ongeveer op tegen de afname van de boomhoogte met het armer worden van de groeiplaats ($1,5 \cdot 40 = 2 \cdot 30 = 3 \cdot 20$). Er wordt daarom voor de absolute grootte (in ha) één klassenindeling voor alle bostypen gehanteerd. De maximale diameter van de verjongingseenheden in het natuurlijke bos bedraagt dan ongeveer 60 m.



Foto 8. Een verjongingseenheid kleiner dan één maal de boomhoogte.

Tabel 3. Waardering per grootteklasse (grootste diameter, oppervlakte berekend met een cirkel als uitgangspunt) van de verjongingseenheden.

| Diameter | Oppervlakte | Score |
|----------|-------------|-------|
| < 35 | < 0,1 | 1,0 |
| 35-60 | 0,1-0,3 | 0,8 |
| 60-90 | 0,3-0,6 | 0,2 |
| > 90 | > 0,6 | 0,0 |

Bij de bepaling van de relatieve score (de waardering) is uitgegaan van de frequentie van voorkomen in de natuurlijke situatie. Verjongingseenheden kleiner dan 35 m diameter (voor rijke en arme groeiplaatsen respectievelijk 1 tot 1,5 maal de boomhoogte) zijn normaal in de natuurlijke situatie, verjongingseenheden van 35 tot 60 m diameter (bovengrens voor rijke en arme groeiplaatsen respectievelijk 1,5 tot 3 maal de boomhoogte) komen al minder voor. Verjongingseenheden groter dan 60 m diameter komen in het natuurlijke bos met een zeer lage frequentie voor.

4.3.7 Doelcriterium 6: 'Het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen'

In een natuurlijk bos komen alle mogelijke bosontwikkelingsstadia en -fasen voor in een ingewikkeld mozaïek. Om als referentie voor de beheersplanning te kunnen fungeren is vereenvoudiging noodzakelijk. Over het algemeen wordt een indeling gehanteerd in (Houtzagers, 1956; Leibundgut, 1966; Van Miegroet, 1966; Londo, 1991):

- de kale of open fase;
De kale of open fasen betreft boomloze open plekken met kruidenbegroeiing; in deze fase vestigen zich de nieuwe bomen.
- jonge fase;
De jonge fase bestaat naast uit een vaak dichte kruidlaag uit zaailingen en jonge bomen tot 2 m hoogte.
- dichte fase;
In de dichte fase is een vrijwel gesloten opstand ontstaan en begint de sterke lengtegroei. Veelal wordt de hoogte als maat genomen, de dichte fase loopt dan van 2 tot 10 m.
- stakenfase;
De lengtegroei is het grootst in de stakenfase. Vaak wordt ook hier de hoogte als maat genomen, de stakenfase loopt van 10 tot 20 m. Veelal is er één boomlaag.
- boomfase;
In de boomfase is de hoogtegroei nog beperkt. Soms wordt de ondergrens ook door een diametergrens bijvoorbeeld 15 cm bepaald. Er vindt dan nog wel diktegroei en kroonontwikkeling plaats. De boomfase bestaat uit een meerlagige opstand of uit één boomlaag.

- aftakelingsfase.

Als laatste fase volgt uiteindelijk de aftakelingsfase. Daarin takelen de bomen af. De aftakelingsfase kan tot op het niveau van de individuele boom gaan en is daardoor veelal te klein zijn om afzonderlijk te karteren.

In de cultuurbossen komt de aftakelingsfase over het algemeen niet voor en zijn de open en de jonge fase qua tijdsduur korter. Dit wordt veroorzaakt door het direct "massaal" dicht planten van open plekken en kapvlaktes die dan snel weer dicht groeien. Omdat het verschil tussen de open fase en de jonge fase arbitrair is en er vrijwel altijd wel enige verjonging is worden deze twee fasen samengenomen in de "open fase". In deze fase kan ook sprake zijn van een decennia lange dominantie van kruiden, zodat verjonging ontbreekt (zie o.a. Van Baren en Hilgen, 1984). De aftakelingsfase wordt in dit criterium niet meegenomen omdat de oppervlakte moeilijk te bepalen is. De aftakelende fase wordt vertegenwoordigd door de doelcriteria 'de hoeveelheid staand en liggend dood hout' en 'aantal oude en aftakelende bomen'. De dichte en de stakenfase worden samengenomen ("de dichte fase") ook hier is geen duidelijke grens aanwezig tussen fasen. Er blijven dan drie fasen over: de open, de dichte en de boomfase.

Tussen de verschillende bostypen blijken van nature belangrijke verschillen in het aandeel van de verschillende fasen voor te komen (Koop, 1981a; 1987; 1989; Koop & Hilgen, 1987). Het totale oppervlaktepercentage van de open fase neemt in de reeks Eiken-Haagbeukenbos, Gierstgras-Beukenbos, Wintereiken-Beukenbos toe (Koop, 1981a). Met het armer worden van de groeiplaatsen neemt dus het aandeel jonge fase toe. Het aandeel van de open fase varieert over het algemeen tussen de 12 en de 18%. In Eiken-Haagbeukenbossen in Duitsland bedraagt het aandeel van de open fase 16% (Londo, 1991).

Tabel 4. Oppervlaktepercentages van de ontwikkelingsfasen per bostype (naar Koop 1981a, zie ook Van Baren en Hilgen, 1984).

| Bostype | Jonge fase | Dichte fase | Boomfase |
|-----------------------|------------|-------------|----------|
| Wintereiken-Beukenbos | 11 | 32 | 57 |
| Gierstgras-Beukenbos | 18 | 15 | 67 |
| Eiken-Haagbeukenbos | 15 | 11 | 74 |
| Linden-Haagbeukenbos | 8 | 37 | 55 |

Voor een aantal PNV's is de oppervlakteverdeling van de bosontwikkelingsfasen dus bekend, voor anderen niet. Door middel van interpolatie wordt ook voor deze PNV's een oppervlakteverdeling bepaald.

Hier wordt ervan uitgegaan dat de waardering recht evenredig verloopt met de mate waarin de oppervlakteverdeling overeenkomt met de referentie. Voor de waardering kan de klassenindeling in tabel 6 voor de PNV-typen Kussentjesmos-dennenbos tot en met Veldbies-beukenbos worden gehanteerd.

Tabel 5. Oppervlakteverdeling van de open, dichte en boomfase voor de verschillende PNV-typen.

| Bosontw. fasen | PNV-type | | | |
|----------------|---|---|---|--|
| | Berken-zomereikenbos en Kussentjesmos-dennenbos | Wintereiken-beukenbos, Elzen-eikenbos en Veldbies-beukenbos | Gierst- en Parelgras-beukenbos en Eiken-Haagbeukenbos | Essen-lepenbos en Elzenrijk Essen-lepenbos |
| Open fase | 20 | 15 | 15 | 10 |
| Dichte fase | 30 | 30 | 25 | 25 |
| Boomfase | 50 | 55 | 60 | 65 |

Tabel 6. Bepaling van de waarderingsscore bij een bepaalde oppervlakteverdeling van de bosontwikkelingsfasen. De score kan worden bepaald door de huidige verdeling van de ontwikkelingsfasen te vergelijken (links beginnen) met de verschillende klassen.

| Bosontwikkelingsfase | Score | | | | |
|----------------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | 1,0 | 0,8 | 0,5 | 0,2 | 0,0 |
| Open fase | 15-25 | 10-30 | 5-35 | 0-40 | 0-100 |
| Dichte fase | 25-35 | 20-40 | 15-45 | 10-50 | 0-100 |
| Boomfase | 40-60 | 30-70 | 20-80 | 10-90 | 0-100 |

Een voorbeeld: een planeenheid met een verdeling van 6% open fase, 40% dichte fase en 54% boomfase krijgt volgens tabel 6 een score van 0,5. Het aandeel open fase is te laag en het aandeel dichte fase te hoog voor een score van 1,0. Het aandeel open fase is te laag voor een score van 0,8.

4.3.8 Doelcriterium 7: 'Het aantal oude en aftakelende bomen'

Naast het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen wordt de hoeveelheid oude en aftakelende bomen als doelcriterium ingevoerd. In de natuurlijke situatie komen deze veelal verspreid over de oppervlakte voor en zijn dus minder goed als oppervlakteaandeel bij de bepaling van de verdeling van de bosontwikkelingsfasen op te nemen. In de natuurlijke referentie zijn alle leeftijden van bomen aanwezig. Om ook de oude bomen mee te nemen wordt het terreinkenmerk 'Aantal oude en aftakelende bomen' gehanteerd. Omdat de leeftijd van bomen vaak moeilijk te bepalen is, is het zinvol de diameter als maat te hanteren. De diametergrens is afhankelijk van de groeiplaats. In deze studie wordt als diametergrens gekozen de gemiddelde diameter bij 100-jarige leeftijd in de opbrengsttabel voor diverse boomsoorten (zie Sevenster, 1991). De volgende diametergrenzen worden gehanteerd:

| | |
|--------------------------------|-------|
| PNV-type Dennenbos | 30 cm |
| PNV-type Berken-Zomereikenbos | 40 cm |
| PNV-type Wintereiken-Beukenbos | 60 cm |
| PNV-type de rijkere typen | 70 cm |

Er van uitgaande dat de oude bomen qua oppervlakte-aandeel maximaal de helft van de boomfase innemen, is het oppervlakte-aandeel van de oude bomen gemiddeld zo'n 20-25%. Bij een stamtal van 100 exemplaren per ha (bij alleen oude bomen) resulteert een referentie van 20 stuks per ha. In deze studie wordt ervan uitgegaan dat de waardering van het bos recht evenredig toeneemt met het aantal oude/dikke bomen per ha. Daarbij worden een aantal klassen gehanteerd.

Tabel 7. De waardering per aantalsklasse voor oude bomen dikker dan x cm dbh (x = de referentiediameter afhankelijk van de groeiplaats).

| Aantal dikke bomen per ha | Score |
|---------------------------|-------|
| 0 | 0,0 |
| 1 - 10 | 0,3 |
| 11- 20 | 0,7 |
| > 20 | 1,0 |

4.4 Doelcriteria voor verscheidenheid

4.4.1 Inleiding

Voor de aanwezigheid van plant- en diersoorten in een terrein zijn de volgende factoren van belang:

- de habitat-kwaliteit (maatregel: het terrein verbeteren);
De structuur en de samenstelling van de vegetatie bepalen de habitat-kwaliteit.
- de grootte van het terrein (maatregel: het vergroten);
- de isolatie van het terrein (maatregel: het verbinden).

De isolatie-aspecten worden in het project als volgt meegenomen: wanneer een bepaalde plant- of diersoort(groep) het terrein niet kan bereiken, kan deze soortengroep niet gekozen worden als doelcriterium voor het betreffende object. Het opheffen van de isolatie van het terrein is een beslissing die op een hoger beslissingsniveau dan de bosbeheersbeslissingen, namelijk de bestemming en inrichting van het landelijk gebied, genomen moet worden. De grootte van het terrein wordt op een vergelijkbare wijze meegenomen; wanneer een terrein te klein is voor een bepaalde diersoort, dan moet deze diersoort niet als doelcriterium worden genomen. Voor de relevante doelcriteria wordt een bepaalde minimumoppervlakte aangegeven. Standaard wordt in dit project uitgegaan van 10 ha. Verder is de grootte van een object natuurlijk wel van invloed op de hoeveelheid planten en dieren die in zijn totaliteit in het terrein aanwezig kunnen zijn, en daarmee voor de natuurwaarde van een object. Dit komt tot uiting in de oppervlakte die geschikt is voor de verschillende soortengroepen.

Concluderend betreffen voor deze studie de terreinkenmerken vanuit verscheidenheid gezien vooral de habitat-kwaliteit (in deze studie gedefinieerd

in patroonkenmerken). De isolatie en de grootte van het terrein zijn belangrijk voor de keuze van de doelcriteria.

Geschikte habitats kunnen theoretisch gezien over het algemeen door een groter aantal paren worden bezet dan er in de praktijk maximaal aanwezig zijn (niet alle plekken worden bezet). Voor de referentie voor de dichtheid van de soortengroepen wordt zoveel mogelijk uitgegaan van ervaringscijfers. Op basis van de dichtheden uit inventarisaties van de dichtheden van soorten(groepen), zijn berekeningen gemaakt van de te verwachten dichtheden bij bepaalde klassen qua samenstelling en structuur van het bos. De belangrijkste terreinkenmerken die daarbij gebruikt zijn, zijn de boomsoortensamenstelling, het aandeel open fase, de ontwikkelingsfase van het bos (de leeftijd), de bedekking van de struiklaag en de hoeveelheid dood hout. Met nadruk moet er op worden gewezen dat het bij het bepalen van de uiteindelijke relaties tussen de soortsdichtheden en de terreinkenmerken (deels) om aannames/hypothesen gaat, die in de praktijk getoetst zullen moeten worden voor de verschillende regio's en bostypen. Bij de uitwerking in deze paragraaf is uitgegaan van de regio Veluwe.

Voor de referentie qua dichtheid van de soortengroepen wordt uitgegaan van de meest geschikte situatie voor de betreffende soortengroepen binnen de randvoorwaarden van de natuurlijke situatie (het natuurlijke bos) en de bijbehorende ontwikkelingsstadia, bijvoorbeeld t.a.v. de verdeling van de bosontwikkelingsfasen en de boomsoortensamenstelling.

4.4.2 Doelcriterium 8: 'Geschiktheid voor de Boompiepergroep'

Voor de Boompiepergroep zijn de indicatorsoorten de boompieper, de geelgors en de boomleeuwerik. Deze soortengroep komt voornamelijk voor op de zandgronden. Het biotoop van de boompieper bestaat uit open ruimten met grasachtige vegetaties, heide en sterk verspreid staande bomen. In principe komt elk bostype of bos op zandgronden met brede lanen of paden in aanmerking. De geelgors is een typische vogel van bosranden, die ook overal waar bomen of struiken in het open veld staan, kan broeden. In aaneengesloten bossen komt hij niet voor. Boomleeuweriken zijn veeleisend in de keuze van hun broedbiotoop. Dichtheden van belang komen alleen voor in gebieden waar de verschillende vegetatie-eenheden een juiste verhouding hebben en bovendien binnen een aantal jaren weinig veranderen. Spaarzaam begroeide plekken, afgewisseld met verspreide boom- en struikgroei en randzones met meer gestructureerde vegetaties zijn ideaal. Het overgrote deel van de Nederlandse boomleeuweriken is te vinden op zandige heidevelden, aan de randen van zandverstuivingen en in de duinen. In mindere mate treffen we de soort aan op kaalslagen, langs brandgangen en in jonge naaldboombeplantingen. Het biotoop van de nachtzwaluw wordt gevormd door droge, zandige heidevelden, zandverstuivingen, kaalslagen en jonge bosaanplantingen (Teixeira, 1979).

De grootte van de vlakte in een open fase, de grootte van het open bos en de bedekking van de struiklaag bepalen vooral het voorkomen en de dichtheid van de boompieper. De openheid in het biotoop van de boompieper is noodzakelijk in verband met de afbakening van het territorium door baltsvluch-

ten. In Oost-Flevoland vestigden zich boompiepers (0,8 paar/10 ha) nadat door "hakseling" bij rigoureuze dunningen de kruid- en struiklaag sterk waren gereduceerd (Bijlsma, 1990a). Afhankelijk van het type bosgebied kunnen voor de boompieper dichtheden tot 9 paren per 10 ha bereikt worden. Gemiddeld liggen deze rond de 2 paren per 10 ha (Ganzevles et al., 1985; Lensink, 1990; Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek, 1985). Voor geschikte biotopen geven Schotman et al. (in prep.) een gemiddelde dichtheid van 1 paar per 4 ha, plaatselijk kan deze oplopen tot 1 paar per 1,3 ha. Ondanks de achteruitgang zijn er nog steeds gebieden waar flink wat geelgorzen voorkomen. Dichtheden van meer dan 10 paar per 100 ha komen nog steeds voor, maar dichtheden van 0,5 tot 5 paar per 100 ha zijn meer gebruikelijk (Teixeira, 1979).

Bij SOVON-inventarisaties werden in de boswachterijen Zwolse bos, Ugchelen-Hoenderloo en Garderen respectievelijk 0,04, 1,1 en 2,0 paren boompieper, respectievelijk 0,07, 0,23 en 0,34 paren geelgors en respectievelijk 0,02, 0,06 en 0,18 paren boomleeuwerik per 10 ha bos gevonden. In de Boswachterij Garderen hebben vooral de oudere grove-dennenbossen een open karakter, in het Zwolse bos hebben de bossen een meer gesloten kronendak, in de boswachterij Ugchelen-Hoenderloo is de openheid wisselend. In de Boswachterij Ugchelen-Hoenderloo bevindt zich 46 ha zogenaamd "boomheide"-bos, met dennen, berken en eiken dichtgegroeide heide. In dit gebied komen 1,5 paren boompiepers en 0,4 paren boomleeuwerik voor. De boompieper, de geelgors en boomleeuwerik werden voornamelijk gevonden op open plekken en in open bossen met een geringe bedekking van de struiketage (Vogel, 1990a en b, en 1992).

Tabel 8. Dichtheden per 10 ha voor de vogelsoorten boompieper, geelgors en boomleeuwerik in bossen met voornamelijk loof- of naaldbomen bij verschillende leeftijdsklassen op de Veluwe (uit: Lensink, 1990).

| | Ontwikkelingsfase per bostype | | | | | | | | | |
|---------------|-------------------------------|-----|-----|-----|-----|----------|-----|-----|-----|-----|
| | Loofbos | | | | | Naaldbos | | | | |
| | zj | jon | mo | oud | bej | zj | jon | mo | oud | bej |
| Boompieper | 3,2 | 0,8 | 1,0 | 1,2 | 0,2 | 3,4 | 1,9 | 0,7 | 1,5 | 0,4 |
| Geelgors | 5,0 | 1,6 | 0,4 | 0,1 | - | 2,6 | 0,5 | 0,1 | 0,4 | 0,5 |
| Boomleeuwerik | - | 0,1 | - | - | - | 0,6 | - | - | - | - |
| Totaal | 8,2 | 2,5 | 1,4 | 1,3 | 0,2 | 6,6 | 2,4 | 0,8 | 1,9 | 0,9 |

Loofbos betekent meer dan 50% loofbomen, zj is zeer jong (bij benadering de open fase), jon is jong (jonge fase), mo is middeloud (stakenfase), oud is oud (boomfase), bej is bejaard (oude boomfase tot aftakelend)

Als terreinkenmerk voor de Boompiepergroep wordt het oppervlakte-aandeel open fase of open bos genomen. Open bos wordt hier gedefinieerd als bos in de boomfase met minder dan 50% kroonbedekking met een geringe bedekking (%) van de struiketage. Daarbij zijn alleen die terreindelen die groter zijn dan 0,5 ha van belang. Op basis van de in deze paragraaf vermelde gegevens

wordt een hypothese over de relatie tussen de dichtheden en de genoemde terreinkenmerken opgesteld (zie tabel 9). De in tabel 9 vermelde habitat-index (index tussen 0,0 en 1,0) verloopt recht evenredig met de gemiddelde soortdichtheid per geschiktheidsklasse. Als referentie (optimum) is 4 paren per 10 ha genomen. Bij het bepalen van de referentie is ervan uitgegaan dat in (min of meer) natuurlijke bossen de oppervlakte-aandeel open fase veelal zo'n 15% bedraagt. Daarnaast is gerekend met een 20% open bos in de boomfase (1/3 deel van de oppervlakte ingenomen door de boomfase).

Tabel 9. Schatting van de dichtheidsklassen per 10 ha en de habitat-index voor de boompiepergroep afhankelijk van het oppervlakte-aandeel open fase of open bos.

| Opp. aandeel (%) open fase en open bos | Dichtheid per 10 ha | Habitat-index |
|--|---------------------|---------------|
| < 10 | < 1,0 | 0,1 |
| 10-20 | 1,0-2,0 | 0,4 |
| 20-30 | 2,0-3,0 | 0,6 |
| > 30 | > 3,0 | 1,0 |

4.4.3 Doelcriterium 9: 'Geschiktheid voor Tuinfluitergroep'

De indicatorsoorten voor de Tuinfluitergroep zijn de tuinfluiter zelf, de fitis en de heggemus. De tuinfluiter is een pioniersoort van het goed ontwikkelde struikstadium. De tuinfluiter is vrijwel overal in Nederland aan te treffen. Vooral plaatsen waar een struikachtige begroeiing aanwezig is, zoals in enigszins open loof- en gemengde bossen, begroeide kaalslagen en dichte jonge naaldboombeplantingen, worden bezet. De jongere bosstadia met loofhout in vochtige situaties, waarbij de aanplant een hoogte van 1,5-3 m bereikt heeft, hebben de voorkeur. In die situaties lopen de dichtheden uiteen van 6 tot 25 paren per 10 ha. Met het ouder worden van de aanplant nemen de aantallen af. In lijnvormige elementen worden nog hogere dichtheden bereikt (randvorming). In bossen bewoont de fitis alle soorten pioniervegetaties in zowel vochtige als droge biotopen. Verder worden loof- en gemengde bossen met een open kroon en een niet te dichte ondergroei, struweelrijke bosranden, opgaand dennenbos met een ijle ondergroei en open struikvegetaties bewoond. De fitis is de dominante soort van de jongere bosstadia; vooral jonge naaldboomaanplanten, waarin enige loofbomen voorkomen, worden geprefereerd. Monotone dichte naaldbossen en de centra van oude donkere bossen zonder open plekken en ondergroei worden gemeden. Zeer hoge dichtheden kunnen worden aangetroffen in jonge naaldboutaanplanten, grienden en dichtgroeïende heiden; 25-75 zingende mannetjes per 10 ha zijn daar geen uitzondering (Teixeira, 1979). Vooral de fitis is als pioniersoort een goede indicator die in grote aantallen kan optreden als grassen en kruiden opschieten.

Heggemussen treffen we overal aan waar dekking en nestplaatsgelegenheid is. De heggemus is een echte pionier, die het vooral van de jonge ontwikke-

lingsstadia moet hebben. Zo worden de hoogste dichtheden gemeten in ongedunde 10-25-jarige sparrenaanplant. In aaneengesloten bos komt de soort weinig voor, tenzij er open plekken zijn met weelderige rand- en ondergroei. Voor bosgebieden bedraagt de dichtheid 0,5-2,0 paren per 10 ha (Teixeira, 1979).

Tabel 10. Dichtheidscijfers voor tuinfluiter, fitis en heggemus per 10 ha in bossen met voornamelijk loof- of naaldbomen bij verschillende leeftijdsclassen op de Veluwe (Uit: Lensink, 1990).

| | Ontwikkelingsfase per bostype | | | | | | | | | |
|-------------|-------------------------------|------|-----|-----|-----|----------|------|-----|-----|-----|
| | Loofbos | | | | | Naaldbos | | | | |
| | zj | jon | mo | oud | bej | zj | jon | mo | oud | bej |
| Tuinfluiter | 10,1 | 8,5 | 3,4 | 1,9 | 0,3 | 4,9 | 8,3 | 0,9 | 1,9 | 1,2 |
| Fitis | 1,8 | 1,4 | 0,9 | 1,2 | 1,3 | 0,8 | 1,1 | 0,7 | 0,7 | 1,7 |
| Heggemus | 5,8 | 4,7 | 2,3 | 2,0 | 0,9 | 0,7 | 2,1 | 0,3 | 0,6 | 0,7 |
| Totaal | 17,7 | 14,6 | 6,7 | 5,1 | 2,5 | 6,4 | 11,5 | 1,9 | 3,2 | 3,6 |

Bij een onderzoek door Dekker, Opdam, Kalkhoven (1982) in dennenbossen bleek de bedekking tussen 2 en 5 meter de belangrijkste verklarende factor voor de dichtheid van een soortengroep met heggemus, winterkoning en tuinfluiter (deze verklaarde 64% van de variantie).

De Tuinfluitergroep (specifiek de heggemus en de tuinfluiter) blijkt in jonge loof- en gemengde bossen meer voor te komen dan in jonge naaldbossen. Binnen de jonge naaldbossen gaat de voorkeur uit naar sparrenbossen (zie tabel 11 en bovenstaande literatuur). In de uitwerking wordt hier geen rekening mee gehouden. Zijn er in de open fase weinig tot geen struiken aanwezig, dan zakt de dichtheid van de verschillende soorten sterk.

Tabel 11. Broedvogeldichtheden in paren per 10 ha in naaldbossen in de omgeving van Winterswijk (Uit: Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek, 1985)

| | Ontwikkelingsfase per bostype | |
|-------------|-------------------------------|---------|
| | grove den | fijspar |
| | mo | mo |
| Tuinfluiter | 2,2 | 1,8 |
| Fitis | 8,9 | 10,3 |
| Heggemus | 2,6 | 4,6 |
| Totaal | 13,7 | 16,7 |

Als terreinkenmerken voor de tuinfluitergroep worden de boomsoortensamenstelling (loof- en gemengd bos tegenover naaldbos), de


bosontwikkelingsfase en de bedekking van de struiklaag genomen. Op basis van deze paragraaf vermelde gegevens is de volgende hypothese opgesteld over de relatie tussen de dichtheden en de genoemde terreinkenmerken.

Tabel 12. *Schatting van het aantal paren per 10 ha van de Tuinfluitergroep voor loof- en gemengd bos en voor naaldbos, voor de verschillende ontwikkelingsfasen bij verschillende bedekkingspercentages van de struiklaag*

| Bedekking struiklaag | Bosontwikkelingsfase per bostype | | | | | |
|----------------------|----------------------------------|-------------|-----------|------------|-------------|-----------|
| | Loof- en gemengd bos | | | Naaldbos | | |
| | jonge fase | dichte fase | boom-fase | jonge fase | dichte fase | boom-fase |
| < 10% | 5 | 10 | 1 | 5 | 10 | 1 |
| 10-25% | 5 | 10 | 5 | 5 | 10 | 5 |
| > 25% | 15 | 10 | 7 | 10 | 10 | 7 |

De in tabel 13 vermelde habitat-index verloopt recht evenredig met de gemiddelde soortdichtheid per geschiktheidsklasse. Als referentie voor de maximale dichtheid is 10 paren per 10 ha genomen. Daarvoor is ervan uitgegaan dat in min of meer natuurlijke bossen 85% van de oppervlakte bos in de boomfase zit en een goed ontwikkelde struiketage heeft en dat 15% van de oppervlakte in de jonge fase zit.

Tabel 13. *De dichtheidsklassen en de habitat-index voor de Tuinfluitergroep bij verschillende bostypen.*

| Bostype | Dichtheid/10 ha | Habitat-index |
|--|-----------------|---------------|
| boomfase, weinig struiken  jong bos | < 3,0 | 0,1 |
| | 3,0-5,0 | 0,4 |
| | 5,0-7,0 | 0,6 |
| | 7,0-9,0 | 0,8 |
| | > 9,0 | 1,0 |

4.4.4 Doelcriterium 10: 'Geschiktheid voor de Grote-bonte-spechtgroep'

De indicatorsoorten voor de Grote-bonte-spechtgroep zijn de grote bonte specht zelf, de boomkruiper en de vink. De grote bonte specht is een uitgesproken boomvogel, die evenzeer in loofbos als in naaldbos thuis is. In Nederland komt hij talrijk voor in gebieden met hoge en dikke loofbomen, zoals oud gemengd beukenbos en het rijke duinbos. Hoge dichtheden zijn ook in bossen met veel staand dood hout en bossen met berken aan te treffen. De nestholten worden in de stammen van zowel naald- als loofbomen uitgehakt, maar bij ons het meest in loofbomen. Een hoge dichtheid werd in Wagenin-

gen-Hoog aangetroffen: 2,5 paren per 10 ha. In de bossen van de Zuidwest Veluwe werden dichtheden van 0,8 paren per 10 ha vastgesteld (Teixeira, 1979). In het Rijk van Nijmegen werden dichtheden van 2 paren per 10 ha gemeten. Een zeer hoge dichtheid werd in oud grove-dennenbos rond Winterswijk gevonden: 4,5 paren per 10 ha (VWG Zuidoost-Achterhoek, 1985). De grote bonte specht heeft een territorium van minimaal 2 ha, maar gemiddeld komt 1 paar per 4 ha voor (Schotman et al., in prep). Alleen in het polderland van West- en Noord-Nederland ontbreekt de soort (Teixeira, 1979). De boomkruiper is een bewoner van het hoogopgaand loof- en gemengde bos met oude bomen. Hoge dichtheden worden in oude eiken- en eiken-beukenbossen bereikt. In uitgestrekte eentonige naaldbossen zijn de dichtheden aanzienlijk lager of de boomkruipers kunnen er zelfs ontbreken. Met het ouder worden van de naaldbossen neemt de dichtheid toe (begunstigd door bijvoorbeeld de grove den-schorsplaten). De aanwezigheid van bomen met een grove schors (zoals eiken) bepaalt in belangrijke mate de biotoopkeuze en het voorkomen, in verband met het voedselzoeken en de aanwezigheid van geschikte nestplaatsen.

Goed ontwikkelde loof- en naaldbossen met open plekken en veel ondergroei vormen goede biotopen voor de vink. In het westen van het land is de soort echter opmerkelijk schaars. Vooral de struiklaag van 0,5-2 m is van groot belang. Deze bossen herbergen een rijke insectenfauna. In Nederland worden de vinken in loofbossen op de hogere zandgronden met dichtheden van 5 tot 15 paren per 10 ha aangetroffen. Ook in bossen op klei en zavel kunnen hoge dichtheden aanwezig zijn. In sparrenbossen in Oost-Flevoland werden dichtheden gemeten van 19 paren per 10 ha (Bijlsma, 1990a). In Zuidoost-Limburg variëren de dichtheden van 2,3 paar per 10 ha in middeloude grove den tot 16,2 paren per 10 ha in middeloude eikenbossen (Ganzevles et al., 1985). Lagere dichtheden van 0,5 tot 3,5 paren per 10 ha, worden bereikt in naaldbossen. Daar zijn wel veel insecten, maar de soortensamenstelling is eenzijdiger.

Bij SOVON-inventarisaties werden in de boswachterijen Zwolse bos, Ugchelen-Hoenderloo en Garderen (met voornamelijk naaldbossen) respectievelijk 1,1, 1,6 en 1,4 paren grote bonte specht per 10 ha bos gevonden (Vogel, 1990a en b, en 1992). Voor het Zwolse bos werden 1,0 paar per 10 ha aan boomkruipers gevonden.

Tabel 14. Dichtheidscijfers voor grote bonte specht, boomkruiper en vink per 10 ha in bossen met voornamelijk loofbomen of naaldbomen met verschillende leeftijdsclassen op de Veluwe (Uit: Lensink, 1990).

| | Bosontwikkelingsfase per bostype | | | | | | | | | |
|-------------|----------------------------------|-----|------|------|------|----------|-----|-----|------|------|
| | Loofbos | | | | | Naaldbos | | | | |
| | zj | jon | mo | oud | bej | zj | jon | mo | oud | bej |
| Gr.b.specht | 0,0 | 1,0 | 2,4 | 3,0 | 2,5 | 0,5 | 0,4 | 1,2 | 2,8 | 2,7 |
| Boomkruip. | 0,4 | 0,6 | 2,7 | 4,3 | 4,9 | 0,3 | 0,3 | 1,4 | 2,2 | 3,5 |
| Vink | 1,8 | 3,0 | 9,3 | 10,7 | 9,7 | 3,0 | 4,2 | 7,1 | 9,8 | 12,8 |
| TOTAAL | 2,2 | 4,6 | 14,7 | 18,0 | 17,3 | 3,8 | 4,9 | 9,7 | 14,8 | 19,1 |


Deze groep lijkt weinig onderscheid te maken tussen de verschillende soorten naaldbomen (zie onder andere de inventarisatiegegevens in de bijlagen van Lensink, 1990).

Als terreinkenmerken voor de Grote-bonte-spechtgroep worden genomen de boomsoortensamenstelling (voornamelijk loofbomen of voornamelijk naaldbomen), de bosontwikkelingsfase en de bedekkingsgraad van de struiklaag. De bedekkingsgraad van de struiklaag is slechts voor een deel van de soortengroep van belang. Op basis van de in deze paragraaf vermelde gegevens wordt de volgende hypothese over de relatie tussen de dichtheden en de genoemde terreinkenmerken opgesteld.

Tabel 15. Schatting van de dichtheden per 10 ha van de Grote-bonte-spechtgroep voor loof- en naaldbos voor de verschillende ontwikkelingsfasen en bij verschillende bedekkingspercentages van de struiklaag.

| Bedekking struiklaag | Bosontwikkelingsfase per bostype | | | | | | | |
|----------------------|----------------------------------|-------------|-----------------|----------------|------------|-------------|-----------------|----------------|
| | Loof- en gemengd bos | | | | Naaldbos | | | |
| | jonge fase | dichte fase | jonge boom-fase | oude boom-fase | jonge fase | dichte fase | jonge boom-fase | oude boom-fase |
| < 10% | 0 | 5 | 10 | 15 | 0 | 0 | 5 | 10 |
| 10-25% | 0 | 5 | 15 | 20 | 0 | 5 | 10 | 15 |
| > 25% | 1 | 5 | 20 | 25 | 1 | 5 | 15 | 20 |

Tabel 16. De dichtheidsklassen en de habitat-index voor de Grote-bonte-spechtgroep bij verschillende bostypen.

| Bostype | Dichtheid/10 ha | Habitat-index |
|--|-----------------|---------------|
|  Jong bos Oude boomfase loofbos, veel struiken | < 6,0 | 0,1 |
| | 6,0-10,0 | 0,3 |
| | 10,0-14,0 | 0,5 |
| | 14,0-18,0 | 0,7 |
| | > 18,0 | 1,0 |

De in tabel 16 vermelde habitat-index is afgeleid (recht evenredig verloop) van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse. Als referentie voor de maximale dichtheid is 22 paren per 10 ha genomen) uitgaande van oud-boomfase loofbos met een goed ontwikkelde struiklaag en met een beperkt deel jonger bos.

4.4.5 Doelcriterium 11: 'Geschiktheid voor de Boomklevergroep'

De indicatorsoorten voor de Boomklevergroep zijn de boomklever zelf, de kleine bonte specht, de pimpelmees en de glanskop. Oude loofbossen vormen het belangrijkste biotoop van de boomklever, vooral als die uit eiken en beuken bestaan. De soort ontbreekt in pure naaldbossen. De boomklever broedt graag in natuurlijke holten; vaak zijn dit oude spechteholten. De in Nederland gevonden dichtheidscijfers lopen nogal uiteen: van 0,1 paar per 10 ha in naaldbossen, 0-1 paar per 10 ha in gemengde bossen en 6 paren per 10 ha in loofbossen (Teixeira, 1979; Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek, 1985). De boomklever heeft een territorium van gemiddeld 3 ha met een minimum van 0,5 ha. De soort komt voornamelijk voor in Overijssel, Gelderland, Utrecht en Limburg en langs de binnenduinrand. De boomklever heeft een verbrokkelde verspreiding in de noordelijke provincies en Noord-Brabant. Door het ouder worden van het Nederlandse bos neemt deze soort in aantal en verspreiding toe, evenals de qua verspreiding erop lijkende bosuil en glanskop. De kleine bonte specht broedt in Nederland vooral in rijk gemengd bos met bij voorkeur veel eik waarin veel dikke takken en knoestige stammen aanwezig zijn. Vaak wordt zijn biotoop ook omschreven als gemengde loofbossen met wijd uit elkaar staande oude bomen. In de rijke bossen langs de zuidrand van de Veluwe werd een dichtheid van 0,6 paar per 10 ha geconstateerd; in de omgeving van Winterswijk in elzenbroekbossen een dichtheid van 2,4 paren per 10 ha (Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek, 1985). De kleine bonte specht heeft een territorium van minimaal 5 ha. De dichtheid ligt vaak lager tot gemiddeld 1 paar per 8 ha (Schotman et al., in prep.). Komdeur & Vestjens (1983) vinden een hoge correlatie tussen de dichtheid van spechten en het percentage dood hout in dennenbossen. Omdat in deze studie het percentage dood hout ook samenhangt met het ouder worden van bos kan geen duidelijke conclusie over deze relatie worden getrokken.

Het biotoop van de glanskop kan worden gekenschetst als oud rijk loofbos met een goed ontwikkelde struiklaag. Ook in naaldbossen met een goed ontwikkelde struiklaag kunnen glanskoppen voorkomen. In de jaren zeventig werden waarden gevonden die varieerden van 0,4 paar per 10 ha in naaldbossen, van 0,6-2,1 paren per 10 ha in gemengde bossen en van 0,4-3,9 paren per 10 ha in loofbossen (Teixeira, 1979).

De pimpelmees komt vrijwel overal in Nederland voor. De pimpelmees is een echte vogel van loofbossen: in vrijwel zijn gehele areaal komt hij primair in met loofbomen begroeide terreinen voor. De hoogste dichtheden vinden we in eikenbossen: tot 20 paren per 10 ha. Monotoon naaldbos wordt vrijwel geheel gemeden, maar in oude naaldbossen, waar een tweede boomlaag van loofbomen aanwezig is, komt de soort wel weer voor (Teixeira, 1979).

Bij SOVON-inventarisaties werden in de boswachterijen Zwoise bos, Ugchelen-Hoenderloo en Garderen (met voornamelijk naaldbossen) respectievelijk 0,9, 0,7 en 0,3 paren glanskop en respectievelijk 0,6, 0,9 en 0,25 paren boomklever per 10 ha bos gevonden (Vogel, 1990a en b, en 1992). Voor de kleine bonte specht werden in de boswachterijen Ugchelen-Hoenderloo en Garderen respectievelijk 0,05 en 0,04 paren per 10 ha bos gevonden. In de beheerseenheid Speuld (meer loofhout en oud bos) werden vele hogere dichtheden gevonden: 0,3 paren kleine bonte specht, 2,6 paren glanskop en 5,4 paren boomklever per 10 ha bos (Vogel, 1991).

De boomklever werd in deze inventarisaties vastgesteld in loofbossen, naaldbossen met bijmenging van oude eiken of beuken en in naaldbossen met beukenlanen. De kleine bonte specht werd daarnaast vaak waargenomen in bossen met oude berken.

Tabel 17. Dichtheidscijfers voor boomklever, kleine bonte specht, glanskop en pimpelmees per 10 ha in bossen met voornamelijk loof- en naaldbomen voor verschillende leeftijdsclassen op de Veluwe (Uit: Lensink, 1990).

| | Bosontwikkelingsfase per bostype | | | | | | | | | |
|-------------|----------------------------------|-----|-----|------|------|----------|-----|-----|-----|-----|
| | Loofbos | | | | | Naaldbos | | | | |
| | zj | jon | mo | oud | bej | zj | jon | mo | oud | bej |
| Boomklever | 0,0 | 0,3 | 0,8 | 3,2 | 5,6 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 1,1 |
| Kl.b.specht | 0,0 | 0,1 | 0,6 | 0,6 | 0,5 | 0,0 | 0,0 | 0,0 | 0,1 | 0,1 |
| Glanskop | 0,4 | 0,4 | 1,0 | 1,8 | 2,3 | 0,1 | 0,7 | 0,4 | 0,8 | 1,4 |
| Pimpelmees | 0,4 | 2,8 | 4,4 | 6,3 | 9,0 | 0,2 | 1,6 | 1,5 | 2,7 | 3,0 |
| TOTAAL | 0,8 | 3,6 | 6,8 | 11,9 | 17,4 | 0,3 | 2,3 | 1,9 | 3,8 | 5,6 |

De VWG Zuidoost-Achterhoek vindt in dennenbossen een drie maal hogere dichtheid voor deze groep dan in bossen met fijnspar als hoofdboomsoort (zie bijlage 4 tabel 45). De oorzaak daarvan is waarschijnlijk de ondergroei van loofbomen die in deze grove dennenbossen aanwezig is. Ook cijfers uit Noord-Brabant wijzen in de richting van een duidelijk lagere dichtheden voor deze groep in bossen met spar als hoofdboomsoort. De inventarisatie-gegevens van Lensink (1990) wijzen niet in die richting.


Als terreinkenmerken voor de Boomklevergroep worden de boomsoortensamenstelling (indeling in loofbos, naaldbos-licht, naaldbos-donker), de bosontwikkelingsfase en de hoeveelheid staand dood hout genomen. Op basis van de in deze paragraaf vermelde gegevens wordt de volgende hypothese over de relatie tussen de dichtheden en de genoemde terreinkenmerken opgesteld.

Tabel 18. Schatting van de dichtheden per 10 ha voor de Boomklevergroep voor loofbos, licht naaldbos (grove den, lariks) en donker naaldbos (douglas en fijnspar) voor de verschillende ontwikkelingsfasen en bij verschillende hoeveelheden staand dood hout (aantal stammen per ha dikker dan 20 cm).

| Bosontwikkelingsfasen | Hoeveelheid dood hout per bostype | | | | | |
|-----------------------|-----------------------------------|-----|----------------|-----|-----------------|-----|
| | Loofbos | | Licht-naaldbos | | Donker-naaldbos | |
| | <10 | >10 | <10 | >10 | <10 | >10 |
| Open/dicht | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Stakenfase | 3 | 3 | 2 | 2 | 1 | 1 |
| Boom < 40cm | 10 | 15 | 3 | 5 | 3 | 4 |
| Boom > 40cm | 13 | 20 | 5 | 7 | 4 | 6 |

De in de tabel vermelde habitat-index is afgeleid van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse (recht evenredig verloop). Als referentie voor de maximale dichtheid is 17 paren per 10 ha genomen uitgaande van oud-boomfase-loofbos met dood hout en met een beperkt deel jonger bos.

Tabel 19. De dichtheidsklassen en de habitat-index voor de Boomklevergroep bij verschillende bostypen.

| Bostype | Dichtheid/10 ha | Habitat-index |
|--|-----------------|---------------|
| Jong bos  Oud loofbos met dood hout | < 5,0 | 0,1 |
| | 5,0-8,0 | 0,3 |
| | 8,0-11,0 | 0,5 |
| | 11,0-15,0 | 0,7 |
| | > 15,0 | 1,0 |

4.4.6 Doelcriterium 12: 'Geschiktheid voor de Zwarte-meesgroep'

De indicatorsoorten voor de Zwarte-meesgroep zijn de zwarte mees zelf, de kuifmees en het goudhaantje. De zwarte mees is één van de karakteristieke hollenbroeders uit onze naaldbossen, die ook in hollen (van bijvoorbeeld muizen) in de grond broedt. De zwarte mees is de meest uitgesproken invasievogel onder de mezensoorten. De verspreiding als broedvogel in Nederland is vrij beperkt: een typische vogel van de zandgronden in het midden, oosten en zuiden van het land met enkele geïsoleerde populaties in de duinen. De zwarte mees is in Nederland een typische bewoner van naald- of gemengde bossen. De sparrenbossen, vooral de oudere, genieten de voorkeur, de dichtheid in dennenbossen is lager. De voor Nederland bekend geworden dichtheidscijfers variëren van 1,0 paar/10 ha in gemengde bossen 1,2-2,5 paar/10 ha in naaldbossen. De aantallen van de zwarte mees worden door zijn betrekkelijke onopvallendheid vaak onderschat. De dichtheid van de zwarte mees fluctueert vaak sterk van jaar tot jaar (Teixeira, 1979).

Een andere typische naaldbosbewoner, die meestal in dezelfde gebieden voorkomt als de zwarte mees, is de kuifmees. Hij is nog extremer aan naaldbos gebonden en hij verlaat, als strikte standvogel, buiten het broedseizoen zelden dit biotoop. Vrijwel overal vertoont hij een voorkeur voor dennen- boven sparrenbossen, in tegenstelling tot de zwarte mees. Bij vele in Nederland gehouden inventarisaties bleek de kuifmees aanzienlijk minder voor te komen dan de zwarte mees. In Drente ligt de aantalsverhouding van de twee soorten op ongeveer 2,5:1, op de Veluwe 2:1 en in de Achterhoek 2:1, terwijl in Noord-Brabant bij enkele tellingen ongeveer gelijke aantallen werden gevonden. De dichtheden liggen doorgaans tussen de 1,0 en 2,9 paren per 10 ha, maar zullen door de onopvallende zang van de soorten nogal eens onderschat worden (Teixeira, 1979; Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek, 1985).

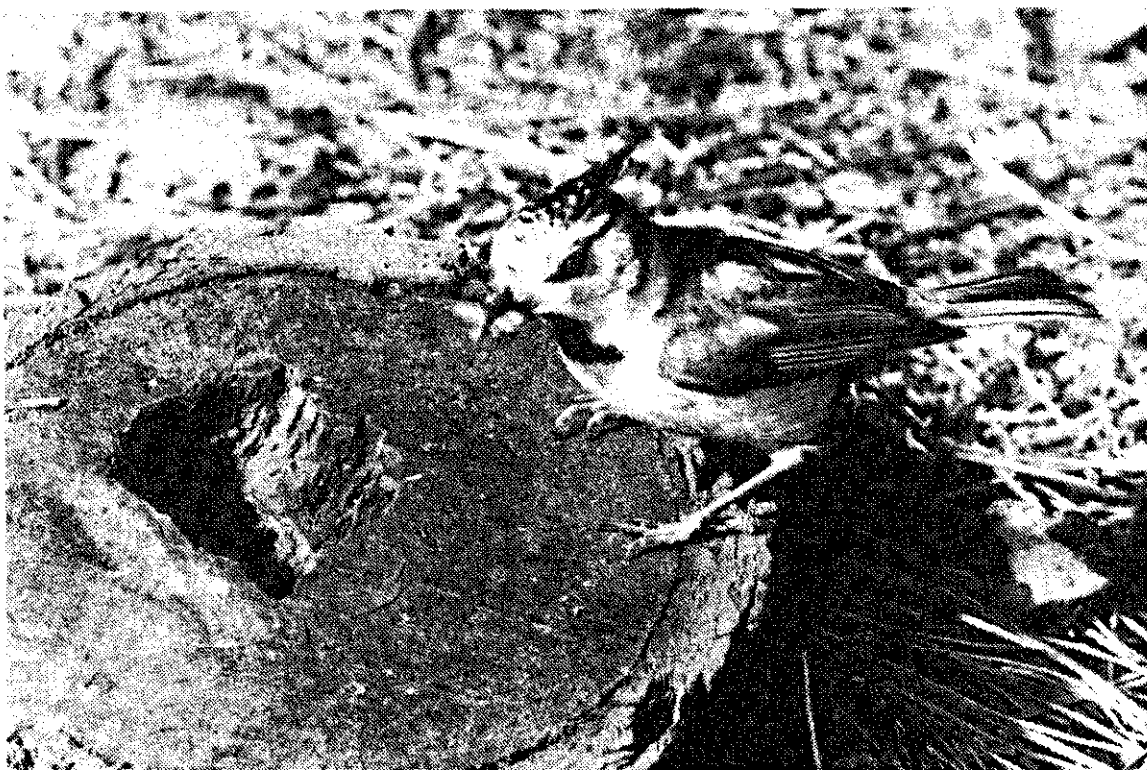


Foto 9. De kuifmees is een van de indicatoren van de Zwarte-meesgroep

Het goudhaantje is ook een karakteristieke vogel van het naaldbos, maar hij komt ook voor in gemengd bos. Over de dichtheden van het goudhaantje in Nederland is nog relatief weinig bekend. In de Achterhoek werden dichtheden van 2-9 paren/10 ha in naaldbos en 2-3 paren in gemengd bos vastgesteld (Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek, 1985). Het vuurgoudhaantje kunnen we aantreffen in naaldbos en gemengd bos, waarbij een sterke voorkeur bestaat voor douglas, fijnspar en zilverspar (Teixeira, 1979).

Tabel 20. Dichtheidscijfers voor zwarte mees, kuifmees en goudhaantje per 10 ha in bossen met verschillende leeftijdsklassen en uiteenlopende leeftijdsstadia op de Veluwe (Uit: Lensink, 1990).

| | Bosontwikkelingsfase per bostype | | | | | | | | | |
|-------------|----------------------------------|-----|-----|-----|-----|----------|-----|------|------|------|
| | Loofbos | | | | | Naaldbos | | | | |
| | zj | jon | mo | oud | bej | zj | jon | mo | oud | bej |
| Zwarte mees | 0,7 | 0,4 | 1,8 | 2,1 | 0,9 | 1,0 | 3,3 | 5,3 | 8,2 | 5,5 |
| Kuifmees | 0,0 | 0,6 | 0,9 | 0,7 | 0,4 | 0,8 | 2,2 | 3,3 | 4,1 | 2,6 |
| Goudhaantje | - | 0,2 | 0,8 | 0,7 | 1,2 | 0,3 | 1,6 | 3,9 | 3,9 | 3,2 |
| TOTAAL | 0,7 | 1,2 | 3,5 | 3,5 | 2,5 | 2,1 | 7,1 | 12,5 | 16,2 | 11,3 |

Volgens Teixeira (1979) is voor de zwarte mees de dichtheid in sparrenbossen aanmerkelijk hoger dan in dennenbossen. Voor het goudhaantje wordt ook een duidelijke voorkeur voor sparrenbossenesignaleerd. De kuifmees heeft daarentegen volgens Teixeira voorkeur voor dennenbossen. Dit laatste is in de inventarisatiegegevens van Lensink niet duidelijk terug te vinden (zie tabel 21). Ook tussen douglas en spar (fijnspar en sitkaspar) lijkt vooral voor het goudhaantje een verschil in dichtheden op te treden. Voor de totale soorten-groep worden in sparrenbossen de hoogste dichtheid aangetroffen, in douglasbossen komen bij benadering 40% minder paren van de Zwarte-meegroep voor en in dennenbossen 60% minder dan in sparrenbossen (zie tabel 21).

Tabel 21. Dichtheden (paren per 10 ha) voor de zwarte mees, kuifmees en goudhaantje voor de Veluwe voor drie boomsoorten en drie leeftijdsfasen (Uit: Lensink, 1990).

| | Boomsoort | | |
|----------------------|-----------|------|---------|
| | grove den | spar | douglas |
| JONG BOS | | | |
| Zwarte mees | 2,0 | 6,3 | 5,1 |
| Kuifmees | 2,3 | 2,2 | 3,4 |
| Goudhaantje | 1,2 | 11,1 | 4,2 |
| MIDDELOUD BOS | | | |
| Zwarte mees | 3,2 | 9,9 | 4,5 |
| Kuifmees | 3,8 | 4,3 | 2,6 |
| Goudhaantje | 2,2 | 12,2 | 8,0 |
| OUD BOS | | | |
| Zwarte mees | 5,5 | 14,2 | 3,9 |
| Kuifmees | 4,3 | 4,5 | 3,9 |
| Goudhaantje | 2,8 | 14,2 | 9,5 |


Als terreinkenmerken voor de Zwarte-meegroep worden de boomsoortensamenstelling (loofbos, spar (spar als hoofdboomsoort), den (incl. overig naaldbout) of douglas) en de bosontwikkelingsfase genomen. Op basis van de in deze paragraaf vermelde gegevens wordt de in tabel 22 weergegeven hypothese over de relatie tussen de dichtheden en de genoemde terreinkenmerken opgesteld.

Tabel 22. Schatting van het aantal paren per 10 ha van de Zwarte-meesgroep per 10 ha afhankelijk van boomsoort en bosontwikkelingsfase.

| Hoofdboomsoort | Naaldbos | | | Loofbos |
|----------------|----------|------|---------|---------|
| | den | spar | douglas | |
| Jonge fase | 0,0 | 1,0 | 1,0 | 0,0 |
| Dichte fase | 5,0 | 20,0 | 13,0 | 1,0 |
| Stakenfase | 8,0 | 26,0 | 15,0 | 1,5 |
| Boomfase | 13,0 | 33,0 | 17,0 | 2,0 |

De in tabel 23 vermelde habitat-index is afgeleid (recht evenredig verloop) van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse. Als referentie voor de maximale dichtheid is 15 paren per 10 ha genomen. Hierbij is ervan uitgegaan dat spar niet als hoofdboomsoort in grotere eenheden bos voor zal komen.

Tabel 23. De dichtheidsklassen en de habitat-index voor de Zwarte-meesgroep bij verschillende bostypen.

| Bostype | Dichtheid/10 ha | Habitat-index |
|--|-----------------|---------------|
| Jong loofbos  Boomfase naaldbos | < 2,0 | 0,1 |
| | 2,0-5,0 | 0,3 |
| | 5,0-8,0 | 0,5 |
| | 8,0-12,0 | 0,7 |
| | > 12,0 | 1,0 |

4.4.7 Doelcriterium 13: 'Geschiktheid voor de Rosse-woelmuisgroep'

Voor deze soortengroep zijn, zoals in het voorgaande hoofdstuk besproken, de rosse woelmuis (*Clethrionomys glareolus*) en de bosmuis (*Apodemus sylvaticus*) geschikte indicatorsoorten. De rosse woelmuis heeft een duidelijke voorkeur voor gesloten opgaand bos met een goed ontwikkelde struiklaag. Bospercelen dienen een oppervlakte van tenminste 0,6 ha te bezitten om een levensvatbare populatie van de rosse woelmuis te kunnen herbergen (Van Apeldoorn et al., 1992). De bosmuis heeft een brede oecologische amplitude qua openheid, maar heeft wel een grote behoefte aan dekking (Van Vuure, 1985). De dichtheden van de rosse woelmuis kunnen sterk uiteenlopen, van 5 tot 130 exemplaren per ha. Er zijn ook jaren waarin zelfs 475 exemplaren per ha worden bereikt (Corbet & Harris, 1991). Lange et al. (1986) noemen een gemiddelde home-range van 900 m² (500-7300) en een dichtheid van 5 tot 100 per ha. Volgens Quist & Smaal (1990) levert jong bos hogere dichtheden op dan oud bos. De dichtheid van de bosmuis is in het voorjaar laag met 5 exemplaren ha; in de zomer is deze opgelopen tot 20 tot 60 exemplaren per

ha. Zowel voor de bosmuis als de rosse woelmuis geldt, dat zij ontbreken in dichte percelen fijnspar waarin geen ondergroei voorkomt. Bijmenging van loofbomen in naaldbossen vormt een welkome aanvulling van het voedselpakket. Soorten als bosmuis en rosse woelmuis profiteren hiervan. Het voedsel bestaat verder uit grassen en kruiden. Een soort als de rosse woelmuis is samen met de bosmuis in de oude boomfase talrijk aanwezig (vanwege het opener worden is de kruid- en struiklaag veelal beter ontwikkeld), mits er ook voldoende loofbomen te vinden zijn. Ook op kapvlakten van grove den kunnen bosmuis en rosse woelmuis talrijk aanwezig zijn. Rosse woelmuizen zijn daar het meest aanwezig bij of tussen op de grond liggende stammen. Zelfs op grote kapvlakten zonder enige begroeiing kunnen bosmuizen voorkomen (Van der Vliet, 1991). Zie verder Van Vuure (1985). De belangrijkste terreinkenmerken voor deze soorten zijn gezien het voorgaande de bedekking van de struik- en kruidetage en de aanwezigheid van loofbomen.

Tabel 24. De dichtheden (aantal paren per ha) van de bosmuis bij verschillende bostypen (Uit: Quist en Smaal, 1990).

| Bostype | Dichtheid |
|-----------------|-----------|
| Naaldbos | 0-20 |
| Eikenbos | 3-24 |
| Beukenbos | 6-45 |
| Gemengd loofbos | 1-40 |

Op basis van het beschikbare cijfermateriaal is geen duidelijke relatie tussen de dichtheid van de soortengroep rosse woelmuis en de terreinkenmerken op te stellen. Als voorbeeld wordt tabel 25 gegeven. Verder onderzoek moet deze relaties nader uitwerken. De in de tabel vermelde habitat-index wordt afgeleid (recht evenredig verloop) van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse. Als referentie voor de maximale dichtheid is voor de bosmuis 40 paren per 1 ha genomen uitgaande van gemengd loofbos. Voor de rosse woelmuis zijn geen dichtheidscijfers aan te geven.

Tabel 25. Schatting van de dichtheid (aantal paren per ha in de zomer) en de bijhorende habitat-index voor de rosse-woelmuisgroep bij verschillende bostypen en bedekkingsklassen van de struiketage. Voor de rosse woelmuis zijn geen dichtheidscijfers bekend.

| BOSTYPE | Bedekkingspercentage struiketage | | | |
|------------------------|----------------------------------|--------|--------|-------|
| | 0-2% | 2-10% | 10-25% | > 25% |
| LOOFBOS EN GEMENGD BOS | | | | |
| Bosmuis | < 5 | 5-15 | 15-30 | > 30 |
| Habitat-index | 0,1 | 0,3 | 0,5 | 1,0 |
| NAALDBOS | | | | |
| Bosmuis | < 3 | 3 - 10 | 10- 20 | > 20 |
| Habitat-index | 0,0 | 0,2 | 0,4 | 0,6 |
| OPEN FASE | | | | |
| Habitat-index | 0,0 | 0,1 | 0,1 | 0,1 |

4.4.8 Doelcriterium 14: 'Geschiktheid voor de Eekhoorngroep'

Alleen de eekhoorn (*Sciurus vulgaris*) zelf lijkt geschikt als indicator voor deze soortengroep. Het aantal eekhoorns wordt vooral beïnvloed door het aanwezige voedsel (Van Vuure, 1985; Van Apeldoorn, 1990). Aangezien dit uit boomzaden en vruchten bestaat, zijn eekhoorns sterk gebonden aan vrucht dragende bomen. Deze kunnen ze zowel vinden op een open terrein met vliegdennen als in bossen. Hoewel eekhoorns een breed voedselspectrum hebben, zijn zij toch vooral gebonden aan oudere naaldbossen (Broekhuizen, 1991). In een gesloten bos zullen de bomen ouder moeten zijn om vrucht te dragen: naaldbos 20-40 jaar, eik 30-40 jaar en beuk 80-100 jaar (Houtzagers, 1956). De eekhoorn heeft binnen de loofboomsoorten voorkeur voor nootdragende soorten als hazelnoot en beuk (Van Apeldoorn, 1990). De dichtheden exemplaren per ha in loofbossen (Van Apeldoorn, 1990). Volgens Lange et al. (1986) is de home-range van de eekhoorn gemiddeld 2-3 ha en de dichtheid 0,5-1 per ha. De schommelingen van jaar tot jaar kunnen groot zijn. Op een oppervlakte van 20 ha kan een groep eekhoorns zich handhaven, indien er voldoende en verschillende voedselplekken zijn. Kleinere bosculturen kunnen worden. Voor het handhaven van permanent bewoonde bossen zijn populieren- en elzenbossen (de natte gronden). Eekhoorns komen niet voor in merken worden het aantal bomen per ha (dikker dan 25 cm dbh; overeenkomend met 40 jaar voor naaldhout; liefst in groepen), het aandeel naaldbomen (positieve invloed) en het aandeel beuk (positieve invloed) genomen.

Op basis van het beschikbare cijfermateriaal is geen duidelijke relatie tussen de dichtheid van de eekhoorn en de terreinkenmerken op te stellen. Als eerste indicatie wordt de volgende tabel gegeven. Verder onderzoek moet deze relaties nader uitwerken. De in de tabel vermelde habitat-index wordt afgeleid (recht evenredig verloop met de dichtheid) van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse. Als referentie voor de maximale dichtheid is voor de Eekhoorn 10 exemplaren per 10 ha genomen (zie Van Apeldoorn, 1990).

Tabel 26. Schatting van de dichtheid (aantal exemplaren per 10 ha), aantal nesten en de afgeleide habitat-index voor de Eekhoorngroep per bostype.

| Bostype | Dichtheid | Aantal nesten | Habitat-index |
|--|-----------|---------------|---------------|
| Geen groepen bomen dikker dan 25 cm | < 1 | < 1 | 0,0 |
| Loofbos met bomen dikker dan 25 cm | 0-4 | 0-2 | 0,2 |
| Naaldbos met bomen dikker dan 25 cm | 4-8 | 2-4 | 0,6 |
| Loofbos met > 5% beuk en bomen dikker dan 25 cm | 4-8 | 3-4 | 0,6 |
| Naaldbos met > 5% beuk en bomen dikker dan 25 cm | > 8 | > 4 | 1,0 |

Deze berekeningen gelden alleen als eekhoorns in het bosgebied aanwezig zijn of in de buurt aanwezig zijn (bereikbare situatie). Afgelegde afstanden van 1 km lijken zoals hiervoor aangegeven geen uitzondering.

Het vaststellen van het absolute aantal eekhoorns in een bos is slecht uitvoerbaar. Meestal worden afgeleide of relatieve maten gebruikt. Bij eekhoorns lenen de nesten zich daar goed voor. Elk individu bouwt meestal één groot winternest en enkele eenvoudige zomernesten. Het gemiddelde aantal varieert per dier. Van gemiddeld 2 in Belgisch onderzoek tot 2,7-3 nesten in Engels onderzoek. In beide landen is vastgesteld dat het aantal nesten per ha een goede index is om het aantal eekhoorns in een gebied gedurende enkele jaren of enkele gebieden onderling te vergelijken (Wauters & Dhondt, 1988).

4.4.9 Doelcriterium 15: 'Geschiktheid voor de Vleermuisgroep'

Het bos is voor vleermuizen een zeer belangrijk leefgebied. Volgens inventarisatiegegevens van Helmer (1987) uit Oost-Mergelland jaagt daar 52% van de vleermuizen in het bos of langs de randen ervan. Voor een groot aantal soorten vormen bomen de zomerverblijfplaats. Als indicatorsoorten worden de rosse vleermuis (*Nyctalus noctula*) en de ruige dwergvleermuis (*Pipistrellus nathusii*) genomen omdat deze relatief algemeen voorkomen. De rosse vleermuis verblijft zomer en winter in bomen. De ruige dwergvleermuis verblijft waarschijnlijk alleen tijdens de zomer in bomen. De rosse vleermuis verblijft in hollen. De ruige dwergvleermuis verblijft ook in scheuren en spleten (Helmer, 1987).

De aanwezigheid van oude bomen (zie Voûte, 1993) is een belangrijke factor in het verspreidingspatroon van de ruige dwergvleermuis, de watervleermuis en de rosse vleermuis. De twee eerstgenoemde soorten gebruiken deze bomen voor zover bekend alleen in het zomerhalfjaar. De rosse vleermuis is het gehele jaar aangewezen op boomholten. In de winter betreft dat voor zover bekend zware bomen met een diameter die vaak de 50 centimeter te boven gaat. Het zijn deze zware holle bomen die rond de door vleermuizen gebruikte holten zo'n dikke wand hebben, dat hierdoor de sociaal overwinterende dieren voldoende tegen lage temperaturen worden beschermd. De bomen die aan deze voorwaarden voldoen komen verhoudingsgewijs zo spaarzaam voor, dat de rosse vleermuizen zich in de herfst uit een groot gebied verzamelen om in zo'n boom te overwinteren. Het aantal bomen dat in een bos aan de door vleermuizen gestelde gebruikseisen voldoet neemt over het algemeen toe met de leeftijd. Dit geldt zowel voor de betekenis als jachtgebied als voor kraamkolonies en andere verblijfplaatsen. Pas na ruim 50 jaar biedt een bos enig onderdak aan boombewonende vleermuizen. Voor kolonies is dit mogelijk nog later. Het leeuwendeel van de gevonden vleermuisbomen ligt boven de 100 jaar (Helmer, 1987). Vleermuizen lijken een voorkeur te hebben voor loofbomen. Een bos wordt pas na een periode van meer dan 100 jaar echt van betekenis voor vleermuizen (Helmer, 1987). Na meer dan 100 jaar vindt er een exponentiële toename van het aantal jagende dieren en het aantal kolonies plaats. Op grond van de huidige kennis wordt aangenomen dat het er niet toe doet of deze bomen nog leven of dood zijn, als er maar geschikte holten in (kunnen) zitten. In beide gevallen worden zij door vleermuizen gebruikt. Deze bomen kunnen in groepen staan, solitair voorkomen of in laanbeplantingen aanwezig zijn. Over het algemeen is er een groot verschil tussen de vleermuisdichtheden in bossen op voedselrijke gronden en die in biotooptypen op voedselarme gronden (over het algemeen heide en naaldbos). De laagste dichtheden komen voor in de naaldbossen van de Amerongse Berg (0,6 vleermuizen per 100 ha), het Leenderbos (0,6 per 100 ha) en in de boswachterij Horst (1,2 per 100 ha). De reeks heide-naaldbos-wilgenbos-kapvlakte-loofbos toont een toenemende betekenis voor jagende vleermuizen. Binnen het loofbos zijn bosranden en open plekken (waaronder kapvlakten) het favoriete biotooptype van de ruige dwergvleermuis en de rosse vleermuis. Het verrijkende effect van kapvlaktes neemt echter weer af naarmate de kapvlakte groter wordt (groter dan 0,5 ha). De meeste vleermuizen begeven zich niet in grote open ruimten. Lijnvormige landschapselementen als boomlanen, beken, houtwallen en hagen vormen een belangrijke brugfunctie tussen jacht- en verblijfplaats (Helmer, 1987).

Als belangrijkste terreinkenmerken worden op grond van de voorgaande tekst genomen:

- de bosontwikkelingsfase;
Deze uitwerking houdt ook rekening met de mindere geschiktheid van arme groeiplaatsen, waar moeilijk de gestelde diametergrens te bereiken is.
- de boomsoortensamenstelling;
Hier zit ook deels de groeiplaatskwaliteit in, omdat op armere gronden meer naaldbomen voorkomen.
- de aanwezigheid van potentiële "broedbomen";
Als potentiële "broedbomen" worden loofbomen dikker dan 60 cm ge-

- noemd, inclusief lanen.
- de hoeveelheid open plekken (1000 m² en kleiner dan 0,5 ha).
Het evalueren van de geschiktheid van een huidig of toekomstig bosterrein lijkt alleen zinvol op een schaal van 100 ha of groter.

Tabel 27. Dichtheden (aantal jagende exemplaren per 100 ha) van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis in verschillende leeftijdsklassen (in jaren). Uit: Helmer, 1987. Op basis van gegevens van verschillende boswachterijen.

| | Leeftijd | | | | |
|----------------------|----------|-------|--------|---------|------|
| | < 60 | 60-80 | 80-100 | 100-120 | >120 |
| Ruige dwergvleermuis | 0,1 | 1,1 | 3,4 | 7,8 | 16,8 |
| Rosse vleermuis | 0,1 | 2,2 | 5,9 | 8,8 | 11,9 |
| TOTAAL | 0,2 | 3,3 | 9,3 | 16,6 | 28,7 |

Tabel 28. Dichtheden (aantal jagende exemplaren per 100 ha) van ruige dwergvleermuis en rosse vleermuis in verschillende bostypen (in jaren). Uit Helmer, 1987. Op basis van gegevens van verschillende boswachterijen.

| | Bostype | | |
|----------------------|----------|---------|-----------|
| | Naaldbos | Loofbos | Kapvlakte |
| Ruige dwergvleermuis | 0,1 | 2,3 | 1,9 |
| Rosse vleermuis | 0,1 | 2,7 | 3,8 |
| TOTAAL | 0,2 | 5,0 | 5,7 |

Op basis van het beschikbare cijfermateriaal is maar beperkt de relatie tussen de dichtheid van de Vleermuisgroep en de terreinkenmerken uit te werken. Als eerste indicatie wordt tabel 29 gegeven. Verder onderzoek moet deze relaties nader uitwerken. Deze relaties gelden alleen als vleermuizen in het bosgebied aanwezig zijn of in de buurt aanwezig zijn.

De in de tabel vermelde habitat-index wordt afgeleid van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse (recht evenredig verloop). Als referentie voor de maximale dichtheid is voor de Vleermuisgroep 20 exemplaren per 100 ha genomen (zie tabel 27).

Boommarters (*Martes martes*) lijken zich in ons land uit te breiden. Hoewel deze dieren een uitgestrekt bosareaal nodig hebben, is vestiging in boscomplexen van kleine omvang die over een grote oppervlakte aaneengeschaald liggen niet uitgesloten. De boommarker kan in verschillende typen bos leven. Op de Veluwe komen zij relatief veel voor in loofbos en zogenaamd 'donker bos' en betrekkelijk weinig in dennenbos (Rauver & Van der Zee, 1984). Nestplaatsen zijn van groot belang, zoals oude beuken met gaten van zwarte spechten en konijnholen. Het leefgebied bestaat voornamelijk uit loof- en

Tabel 29. Schatting van de dichtheid van de vleermuisgroep (aantal exemplaren per 100 ha) afhankelijk van het bostype, de bosontwikkelingsfase (bij boomfase oud is de gemiddelde dbh groter dan 40 cm), de aanwezigheid van open plekken en de aanwezigheid van potentiële broedbomen. Tussen haakjes is de habitat-index aangegeven.

Met broedbomen (100 ha)


| Aantal open plekken | Bosontwikkelingsfase per bostype | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|---------------|--------------|---------------------|---------------|--------------|
| | Loofbos | | | Naaldbos | | |
| | Open en dichte fase | Boomfase jong | Boomfase oud | Open en dichte fase | Boomfase jong | Boomfase oud |
| 0-2 open plekken | 0 (0,0) | 0-5 (0,1) | 5-15 (0,5) | 0 (0,0) | 0-5 (0,1) | 3-6 (0,2) |
| >2 open plekken | 0 (0,0) | 0-10 (0,3) | > 15 (1,0) | 0 (0,0) | 0-5 (0,1) | 5-10 (0,6) |

Zonder broedbomen (100 ha)

| Aantal open plekken | Bosontwikkelingsfase per bostype | | | | | |
|---------------------|----------------------------------|---------------|--------------|---------------------|---------------|--------------|
| | Loofbos | | | Naaldbos | | |
| | Open en dichte fase | Boomfase jong | Boomfase oud | Open en dichte fase | Boomfase jong | Boomfase oud |
| 0-2 open plekken | 0 (0,0) | 0-3 (0,1) | 3-6 (0,2) | 0 (0,0) | 0 (0,0) | 0-5 (0,1) |
| >2 open plekken | 0 (0,0) | 0-5 (0,1) | 5-10 (0,6) | 0 (0,0) | 0 (0,0) | 0-5 (0,1) |

gemengde bossen met volgroeide eiken en beuken en goede ontwikkelde ondergroei. Deze bossen bieden een grote variatie in keuze van zowel bessen als vogels, als jonge konijnen. De voorkeur gaat niet alleen uit naar uitgestrekte bossen, maar ook naar complexen grenzend aan relatief rustig cultuurland, vooral wanneer daar steilkanten (Limburg), overhoekjes en boomgaarden voorkomen. De habitat-eisen van de boommarter komen daarmee voor een belangrijk deel overeen met de habitat-eisen van de vleermuizen.

Tabel 30. De dichtheidsklassen en de habitat-index voor de vleermuisgroep bij verschillende bostypen.

| Bostype | Dichtheid/100 ha | Habitat-index |
|--|------------------|---------------|
| Jong bos  Oud loofbos | < 1,5 | 0,1 |
| | 1,5-3,0 | 0,3 |
| | 3,0-4,5 | 0,5 |
| | 4,5-7,5 | 0,8 |
| | > 7,5 | 1,0 |

De in tabel 30 vermelde habitat-index is afgeleid van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse (recht evenredig verloop). Als referentie voor de maximale dichtheid is 10 paren genomen uitgaande van 50% oud-boomfase-loofbos, 30% jonge boomfase en 20% open en dichte fase.

4.4.10 Doelcriterium 16: 'Geschiktheid voor de Dagvlindergroep'

Als indicatorsoorten voor de bosdagvlindergroep zijn het groentje, citroentje, zilverblauwtje, oranjetip, keizersmantel, bont zandoogje, bruin zandoogje, groot dikkopje, kleine ijsvogelvlinder, atalanta, landkaartje en de grote weerschijnvlinder geselecteerd. De diverse dagvlinders stellen individueel vaak specifieke eisen aan de samenstelling en structuur van het bos. Voor deze studie worden de belangrijkste/algemeen geldende terreinkenmerken meegenomen. Bij de uitvoering van de beheermaatregelen moet wel rekening worden gehouden met de specifieke eisen van de diverse soorten. In bijlage 3 is een meer gedetailleerde uitwerking van de habitat-eisen van de diverse soorten opgenomen.

De geschiktheid van de bosdagvlinders loopt vooral via de aanwezigheid van waardplanten. Voor de armere groeiplaatsen gaat het vooral om respectievelijk heide (groentje en zilverblauwtje), sporkehout (zilverblauwtje en citroentje) en wegedoorn (citroentje). Ook vossenbes kan voor het groentje van belang zijn. Het terreinkenmerk achter het voorkomen van heide en sporkehout is de kroonbedekking van de opstand en de aanwezigheid van open plekken. De oranjetip leeft vooral langs randen van bossen en struwelen en in graslanden die licht beweide of na de midzomer gehooide worden. Hij is gebaat bij een beheer dat streeft naar verscheidenheid en kan gehanteerd worden als een indicator voor zoomvegetaties met kruisbloemige plantensoorten. De keizersmantel leeft in bossen en parklandschappen waarin zomen met viooltjes voorkomen en bloemrijke ruigten aanwezig zijn. Het bont zandoogje leeft in bossen waar plaatselijk open plekken aanwezig zijn met een weelderig groeiende, grazige vegetatie die blijft overstaan, en aan de randen van opgaande struwelen, vooral wanneer er bramen groeien. Het is gebaat bij een bosbeheer dat streeft naar verscheidenheid waarbij kleine, grazige plekken zich kunnen ontwikkelen. Het bruin zandoogje komt voor in allertei vrij ruige tot ruige grazige vegetaties. Het groot dikkopje komt vooral voor in ruige, grazige begroeiingen van grensvegetaties en in graslanden waar tenminste plaatselijk ruigte aanwezig is en die beweide of laat in het seizoen gemaaid worden. In heidevelden kan het voorkomen in vegetaties van pijpestrootje indien dit gras op plaatsen staat waar een langdurige en weelderige groei mogelijk is.

Naast de groeiplaats bepalen de kroonbedekking en de hoeveelheid open plaatsen (in verband met de aanwezigheid van zomen) de aanwezigheid van de waardplanten. De benodigde grootte van de open plaatsen wisselt per groeiplaats en soort tussen de 300 en de 1000 m². Als terreinkenmerk wordt het aantal open plekken groter dan 500 m² (0,05 ha genomen). Bosdagvlinders zijn gevoelig voor microklimatologische factoren. De kroonbedekking is verder van invloed voor een ander belangrijk aspect voor de vlinders, namelijk de vitaliteit van de heide. De kroonbedekking is daardoor een relatief

goede indicator voor de geschiktheid voor het groentje en het zilverblauwtje. Misschien wel beter dan de aanwezigheid van heide (omdat minder vitale heide minder geschikt is als waardplant).

Daarnaast stellen een aantal soorten specifieke eisen, namelijk:

- de kleine ijsvogelvinder komt voor bij kleine open plekken in het bos in een omgeving waar lage kamperfoeliestruiken in de halfschaduw groeien. De aanwezigheid van kamperfoelie wordt begunstigd door dood hout. De atalanta is een trekker, leeft vooral in de omgeving van bosranden en benut vooral brandnetels die daar in de halfschaduw groeien. Ook hier heeft dood hout een positieve invloed.
- de grote weerschijnvinder komt vooral voor bij open plekken in bossen of in complexen van samenhangende bosjes in beekdalen, waarin wilgen (boswilg, grauwe wilg) in de halfschaduw groeien en enkele grote, landschappelijk opvallende bomen (extra grote bomen: mastertrees) staan. Als extra terreinkenmerken voor de grote weerschijnvinder kan worden gehanteerd de aanwezigheid van mastertrees (1 boom per 10 ha is voldoende) en het aandeel wilg (10 bomen per ha is bijvoorbeeld al voldoende).

Voor de verschillende bosdagvlindersoorten zijn verschillende oppervlakten nodig voor een duurzame populatie: voor het zilverblauwtje ongeveer 130-500 ha en voor het groentje is 30-130 ha nodig. In het dennenbos komen geen soorten voor die met een klein ruimtebeslag kunnen volstaan. Voor een duurzame populatie van de keizersmantel is ook 30-130 ha nodig, voor de oranjetip is de benodigde oppervlakte veel kleiner, namelijk 2-8 ha (zie Bink, 1992).

De belangrijkste terreinkenmerken voor de bosdagvlindergroep zijn het gemiddeld aantal open plekken per 10 ha (groter dan 500 m²) en de kroonbedekking (% oppervlakte). De hoeveelheid dood hout, de boomsoortensamenstelling en de aanwezigheid van mastertrees worden in de volgende tabel als extra condities bij bepaalde specifieke vlinders opgenomen.

Voorbeeldtoepassing

Voor een bosterrein met de droge variant van het PNV-type Wintereiken-Beukenbos zijn vijf indicatorsoorten voor de doelgroep bosdagvlinders aangegeven (zie tabel 31), namelijk: citroentje, zilverblauwtje, bont zandoogje, bruin zandoogje en kleine ijsvogelvinder. Habitat-index 1,0 komt dan overeen met vijf soorten aanwezig.

Als de terreinsituatie 80% kroonbedekking, drie open plekken per ha, weinig tot geen dood hout, geen kamperfoelie en brandnetel is en de boomsoortensamenstelling is 70% beuk, 20% berk en 10% grove den, dan is het de verwachting dat het citroentje, zilverblauwtje, bont zandoogje en bruin zandoogje aanwezig zijn (voldoende open plekken zie tabel 31). Verder is de kans groot dat de kleine ijsvogelvinder afwezig is, vanwege het ontbreken van dood hout en het daarmee (deels) samenhangende weinig tot niet voorkomen van kamperfoelie. Van de vijf soorten kunnen dus vier aanwezig zijn. Dat komt overeen met een habitat-index van 0,8 (4/5*1,0).

Tabel 31. De relatie tussen de hoeveelheid open plekken (500 m²) per 10 ha en het kroonbedekkingspercentage en het mogelijke voorkomen van de verschillende bosdagvlindersoorten. Per soort zijn de groeiplaatsen (PNV's) aangegeven waarop de soort voorkomt. Uit: Bink 1992; x betekent potentieel geschikt.

| Indicatorsoort | Aanwezigheid open plekken en kroonbedekkingspercentage | | | | | | PNV |
|--------------------------------------|--|-------|------|------|-------|------|---|
| | Niet | | | Wel | | | |
| | < 55 | 55-75 | > 75 | < 55 | 55-75 | > 75 | |
| Citroentje | X | | | X | X | X | alle PNV's |
| Groentje | X | | | X | X | X | arme groeiplaatsen tot en met Berken-zomereikenbos |
| Zilverblauwtje | X | X | | X | X | X | alle PNV's |
| Oranjetip | X | | | X | X | X | Veldbies-beukenbos en rijkere groeiplaatsen |
| Keizersmantel | X | X | | X | X | X | Gierstgras- en Parelgras-beukenbossen en Eiken-Haagbeukenbos |
| Bont zandoogje | X | X | | X | X | X | Wintereiken-beukenbos en rijker |
| Bruin zandoogje | X | | | X | X | X | Wintereiken-beukenbos en rijker |
| Groot dikkopje | X | X | | X | X | X | Vochtige variant Wintereiken-beukenbos en rijker |
| Kleine ijsvogelvlinder ⁵ | X | X | | X | X | X | Wintereiken-beukenbos en rijker |
| Atalanta | X | X | | X | X | X | Elzen-eikenbos en rijker |
| Landkaartje | X | X | | X | X | X | Elzen-eikenbos en rijker |
| Grote Weerschijnvlinder ⁶ | X | X | | X | X | X | Elzen-eiken-, Eiken-haagbeuken- en Essen-iepenbos, natte variant Wintereiken-beuken |

Een terreinsituatie van 70% kroonbedekking, zonder open plekken, geen tot weinig dood hout en geen kamperfoelie en brandnetel komt bij eenzelfde boomsoortensamenstelling op een habitat-index van 0,4 (2/5 * 1,0). Alleen het zilverblauwtje en het bont zandoogje kunnen dan aanwezig. Voor het citroentje en het bruin zandoogje is het bos te dicht.

4.4.11 Doelcriterium 17: 'Geschiktheid voor de Rode-bosmiergroep'

Als indicatorsoorten voor de rode-bosmiergroep zijn in hoofdstuk 3 de kale rode bosmier, de behaarde rode bosmier en de zwartrugbosmier geselecteerd.

⁵ Voor de kleine ijsvogelvlinder, atalanta en landkaartje is ook de aanwezigheid van de waardplanten kamperfoelie en brandnetel nodig. Dood hout heeft een positieve invloed op de aanwezigheid van deze waardplanten.

⁶ Voor de grote weerschijnvlinder is ook de aanwezigheid van wilg (boswilg of grauwe wilg; ±10 bomen per ha) belangrijk.

teerd. Voor een determinatietabel van deze soorten zie Mabelis (1987). De kale rode bosmier verbreidt zich voornamelijk lopend, namelijk door middel van het afsplitsen van dochternesten (zie Mabelis, 1983a). Nesten van deze soort komen dan ook doorgaans groepsgewijs voor. Lokaal kan de nestdichtheid hoog zijn: maximaal zes nesten per ha (Mabelis, 1979). Bossen zijn niet overal even geschikt als woongebied. Dichte schaduwrijke opstanden van beuk of douglas worden gemeden. Eveneens ongeschikt is een dichte grasmat, omdat deze de mobiliteit benadeeld. Een dichte begroeiing van adelaarsvaren en een dichte struiklaag van Amerikaanse vogelkers, douglas en fijnspar maakt een bos eveneens ongeschikt voor vestiging. Verbreiding wordt in de praktijk bovendien nogal eens belemmerd door barrières, zoals wegen. De nestdichtheid binnen een groot bosareaal is dan ook veel lager dan de lokale dichtheid binnen het leefgebied van een kolonie. De optimumsituatie voor de kale rode bosmier is een bos waar lichtboomsoorten domineren en waar ten minste twee open plekken (diameter groter dan 1 x boomhoogte) per ha aanwezig zijn. In een dicht schaduwrijk bos (meer dan 75% schaduwboomsoorten) kunnen we een nestdichtheid verwachten van 0-0,5 nesten per 10 ha, terwijl in een licht bos (meer dan 75% lichtboomsoorten) de nestdichtheid kan oplopen tot 1 nest per ha. Bij aanwezigheid van open plekken kan de nestdichtheid toenemen: bij twee open plekken per ha in een schaduwrijk bos tot ca 0,5 nest per ha en in een licht bos tot ca 4 nesten per ha (mondelinge mededeling A.A. Mabelis).

De behaarde rode bosmier verbreidt zich meestal vliegend, in het voorjaar verlaten jonge gevleugelde koninginnen het nest om een nieuw volk te stichten. Hoewel de kale rode bosmier zich eveneens vliegend kan verbreiden, is de kans op vestiging minder groot dan bij de behaarde rode bosmier (Mabelis, 1986). Nesten van de behaarde rode bosmier komen dan ook meer verspreid in het terrein voor dan die van de kale rode bosmier. Desondanks kan de nestdichtheid van de behaarde rode bosmier lokaal nog vrij hoog oplopen indien er voldoende geschikte nestplaatsen aanwezig zijn (max. 2,0 nesten per 10 ha). De optimumsituatie is vrijwel gelijk aan die van de kale rode bosmier, zij het dat de behaarde rode bosmier geen nadeel ondervindt van barrières bij zijn verbreiding (Mabelis & Soesbergen, 1989). Soms komt het wel eens voor dat de behaarde rode bosmier dochterkoninginnen in het nest opneemt, waardoor nestafplitsing mogelijk wordt. In zulke gevallen gedraagt de soort zich als de kale rode bosmier.

De zwartrugbosmier prefereert open terrein. Nesten van deze soort liggen doorgaans in een schrale heidevegetatie in de buurt van bos. Bomen zijn van belang als voedselbron en voor de voorziening van nestmateriaal. De soort komt ook wel voor in bossen waar grote open plekken (1000 m^2) aanwezig zijn, maar in dichte schaduwrijke bossen ontbreekt hij volledig.

De zwartrugbosmier verbreidt zich meestal vliegend, maar soms herbergt een volk zeer veel koninginnen waardoor lopende verbreiding door middel van nestafplitsing mogelijk wordt. Lokaal kan de zwartrugbosmier op deze wijze een grote nestdichtheid bereiken, maar meestal liggen de nestkoepels ver uit elkaar. De nestdichtheid is doorgaans lager dan die van de behaarde rode bosmier, meestal kleiner dan 1,0 nest per 10 ha.



Foto 10. De Rode-bosmiegroep is een soortengroep van lichte, open bossen.

Op basis van het beschikbare cijfermateriaal (grotendeels gebaseerd op "best professional judgement" van experts en literatuur als Verkade & Wientjes, 1986) is er een beperkt inzicht in de relatie tussen de dichtheid aan bosmierennesten en de terreinkenmerken. Als eerste indicatie wordt tabel 32 gegeven. Verder onderzoek moet deze relaties uitwerken. Deze relaties gelden alleen als de betreffende rode-bosmierensoort in het bosgebied aanwezig is. De in de tabel vermelde habitat-index wordt afgeleid (evenredig verloop met de dichtheid) van de gemiddelde soortdichtheden per geschiktheidsklasse. Als referentie voor de maximale dichtheid is voor de kale rode bosmier tien nesten, voor de behaarde rode bosmiegroep twee nesten en voor de zwarttrugbosmier een nest per 10 ha genomen.

Tabel 32. Schatting van de relatie tussen de dichtheid aan nesten voor de soortengroep rode bosmieren en de terreinkenmerken aantal open plekken (grote open plekken zijn groter dan 1000 m²) en het aandeel schaduwboomsoorten (grondvlakpercentage).

| | Aanwezigheid open plekken en aandeel schaduwboomsoorten | | | | | | | | |
|-------------------------------|---|---------|---------|----------------------------|---------|---------|--------------------|---------|-------|
| | Geen open plekken | | | Alleen kleine open plekken | | | Grote open plekken | | |
| | > 75 | 25-75 | < 25 | > 75 | 25-75 | < 25 | > 75 | 25-75 | < 25 |
| KALE RODE BOSMIER | | | | | | | | | |
| Aantal nesten | 0,0-0,5 | 0,5-2 | 2-4 | 0-3 | 3-6 | >6 | 0-3 | 3-6 | >6 |
| Habitat-index | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,5 | 1,0 | 0,1 | 0,5 | 1,0 |
| BEHAARDE RO-DE BOSMIER | | | | | | | | | |
| Aantal nesten | 0,0 | 0,0-0,4 | 0,4-0,8 | 0,0-0,5 | 0,5-1,5 | > 1,5 | 0,0-0,4 | 0,4-1,5 | > 1,5 |
| Habitat-index | 0,0 | 0,1 | 0,3 | 0,1 | 0,5 | 1,0 | 0,1 | 0,5 | 1,0 |
| ZWARTRUGBOSMIER | | | | | | | | | |
| Aantal nesten | 0,0 | 0,0-0,1 | 0,1-0,2 | 0,0-0,1 | 0,1-0,2 | 0,2-0,5 | 0,1-0,3 | 0,3-0,5 | > 1,0 |
| Habitat-index | 0,0 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,2 | 0,4 | 0,2 | 0,4 | 1,0 |

Een dichte grasmat (met meer dan 75% bedekking) en/of een dichte struik- of kruidlaag (van bijvoorbeeld adelaarsvaren, Amerikaanse vogelkers, douglas, tijnspar) werkt negatief. Bij meer dan 75% bedekking van de struiklaag of de grasmat wordt een terrein als ongeschikt beschouwd en bedraagt de habitat-index 0,0.

De glanzende houtmier, eventueel ook een indicatorsoort voor deze soorten-groep, bouwt geen koepelnesten. Gewoonlijk nestelt hij in bomen. Door zijn uiterlijk (glimmend zwart) en zijn opvallende padenstelsel is hij goed te inventariseren. De soort komt vooral voor in bossen die wat ouder zijn; hij is niet kritisch ten opzichte van de boomsoortensamenstelling voor het bouwen van een nest. In een bos waar oude bomen schaars zijn is de nestdichtheid doorgaans gering, maar bij aanwezigheid van voldoende oude bomen kan de nestdichtheid oplopen tot circa 1 nest per ha. Voor de vestiging is de glanzende houtmier afhankelijk van de gele schaduwmier (*Lasius umbratus*). Evenals de rode bosmieren is hij een temporaire sociale parasiet. Op grond van zijn kolonisatievermogen te beschikken dan de rode bosmieren (*Mabelis, publicatie* in voorbereiding).

voorbeeld

In een bosgebied komt de kale rode bosmier voor. Hoe moet een geplande situatie met 50% beuk en 50% grove den en minder dan één open plek van

ongeveer 1000 m² per ha op geschiktheid voor de soortengroep rode-bosmier worden beoordeeld? Volgens tabel 32 bedraagt de habitat-index in die situatie 0,1 en kunnen ongeveer 0,5 tot 2 nesten per 10 ha worden verwacht. Wanneer twee of meer open plekken aanwezig zijn, neemt de habitat-index in die situatie toe naar 0,5 en kunnen er 3 tot 6 nesten per 10 ha aanwezig zijn.

4.4.12 Doelcriterium 18: 'Geschiktheid voor de Dood-houtkevergroep'

Er zijn veel verschillende kevers uit totaal verschillende families (o.a. boktorren en bastkevers) die (in het larvenstadium) afhankelijk zijn van dood hout (zie Siepel, 1992). Onder de dood-houtkevers zijn zeer bekende soorten als het vliegend hert. De kevers die dik dood hout nodig hebben zijn in Nederland zeldzaam tot uitgestorven. Van het vliegend hert (*Lucanus cervus*) zijn in Nederland nog drie concentratiegebieden bekend (Apeldoorn, Nijmegen en Zuid-Limburg, Krikken & Pijpers, 1982). De dood-houtkevers kunnen dienen als boegbeeld voor alle organismen die afhankelijk zijn van dood hout in bossen (denk bijvoorbeeld ook aan houtbijen en -wespen). Nadeel van de dood-houtkevers is dat ze vaak moeilijk te inventariseren zijn.

De meest gunstige situatie voor dood-houtkevers is het aanwezig zijn van alle stadia van dood hout op de schaal van 1 ha tot enkele tientallen ha: staand dood hout waarbij de schors nog aanwezig is, waarbij de schors aan het afvallen is, waarbij de schors volledig afgevallen is, droog liggend, nat liggend en vermolmd liggend (zie ook literatuur in hoofdstuk 3). Naast het laten staan of liggen van stervende of al gestorven bomen zijn er ook maatregelen om direct de hoeveelheid dood hout te vergroten. Dit kan gaan om maatregelen als het ringen van nog levende bomen, maar bijvoorbeeld ook bij het vellen een stamstuk van 1 à 1,5 meter laten staan of stamstukken (bijv. qua houtkwaliteit slechte stukken) laten liggen.

Voor de dood-houtkevers zijn vooral de boomsoort en de diameter van belang. Er zijn voor de dood-houtkevers vrijwel geen gegevens bekend over de exacte relatie van voorkomen en dichtheid van de verschillende soorten met deze terreinkenmerken. Daarom wordt voor deze soortengroep gekozen voor een indeling van bossen in vier klassen, bepaald door de soorten kevers die er voor kunnen komen:

- Klasse 1) bos waar niet of nauwelijks dood hout (of alleen met een diameter kleiner dan 7 cm) voorkomt;
Bij klasse 1 komen weinig tot geen dood-houtkevers voor.
- Klasse 2) bos waar dood hout tussen 7 en 20 cm diameter voorkomt
Bij klasse 2 komen vooral de kleinere veelal minder zeldzame dood-houtkevers voor.
- Klasse 3) bos waar dood hout boven de 20 cm diameter voorkomt
Bij klasse 3 zijn de omstandigheden ook geschikt voor de wat meer algemene middelgrote en grote kevers, voorbeelden zijn de gevlekte denneboktor (vooral op den en spar), de grote populiereboktor (*Saperda carcharias*; vooral op populier), de rode smalbok (*Leptura rubra*; op boomstronken en dood hout van voornamelijk loofhout), de vierband smalbok en de gevlekte smalbok (*Strangalia maculata*; op boomstronken en dood hout algemeen) en de muskusboktor (*Aromia mochata*; op wilgen, populieren, essen).

- Klasse 4) bos waar dood eiken of beukenhout boven de 40 cm diameter voorkomt (Tochterman, 1992).
Bij dik dood hout van eik en beuk zijn de omstandigheden geschikt voor zeer zeldzame soorten als het vliegend hert (*Lucanus cervus*), de heldenboktor (*Cerambyx cerdo*), *Isorhipis melosoides* en voor minder zeldzame soorten als *Platycerus caraboides* (klein vliegend hert) en *Sinodendron cylindricus*.

Op grond van een inschatting van de zeldzaamheidswaarde van de soorten wordt de volgende relatieve waardering opgesteld.

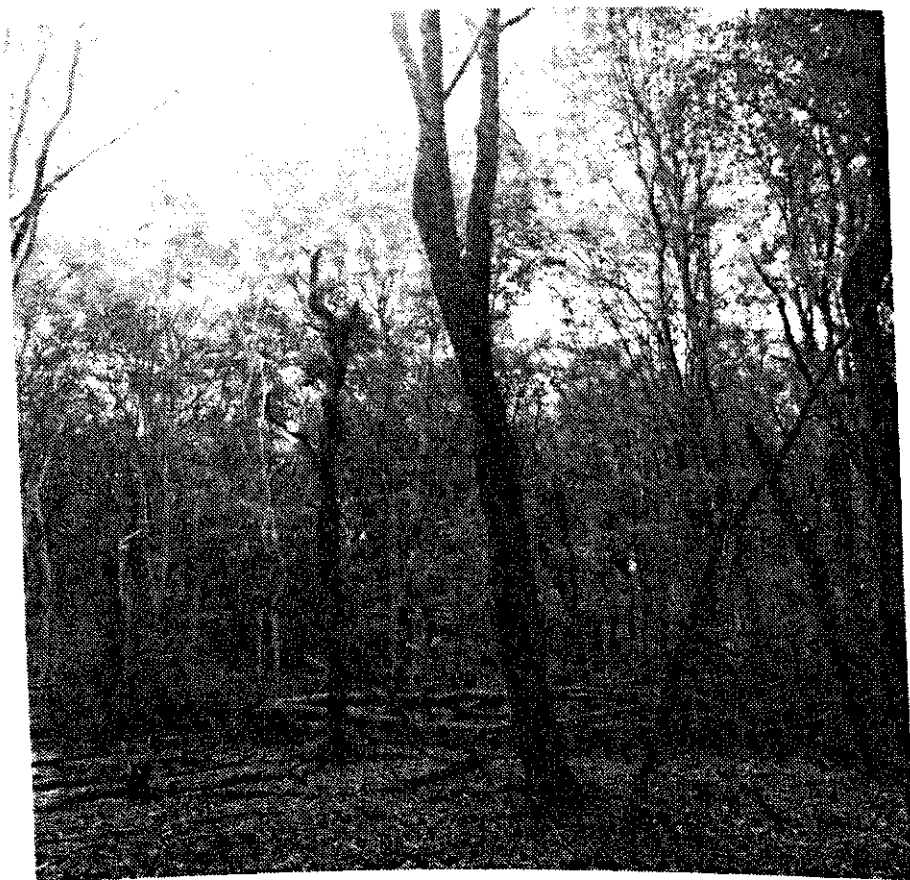


Foto 11. Dik dood hout van beuk en eik: geschikt voor zeldzame dood-houtkevers.

Tabel 33. Klassenindeling van bossen naar de hoeveelheid en de diameter van het voorkomende dood hout en de bijbehorende habitat-index voor de dood hout kevers.

| Klasse | Omschrijving | Habitat-index |
|--------|--|---------------|
| 1 | geen dood hout boven 7 cm | 0,0 |
| 2 | ook dood hout tussen 7 en 20 cm (meer dan 10 stammen per ha) | 0,2 |
| 3 | dood hout boven 20 cm (meer dan 10 stammen per ha) | 0,5 |
| 4 | dood eiken- en beukenhout boven 40 cm (meer dan 4 stammen per ha) | 1,0 |

De richtlijn voor het aantal stammen is indicatief en gebaseerd op "best professional judgement" van een aantal deskundigen (vooral H. Siepel) op dit terrein. Daarbij is er rekening mee gehouden dat altijd maar een deel van het dode hout geschikt is.

4.4.13 Doelcriterium 19: 'Geschiktheid voor de Bosreptielgroep'

Als indicatorsoorten voor de bosreptielgroep zijn de levendbarende hagedis en de hazelworm geselecteerd. Over de dichtheden en de invloed van relevante terreinkenmerken is voor reptielen nog relatief weinig bekend. Het volgende is daarom duidelijk een hypothese gebaseerd op veldervaringen van A.H.P Stumpel en C.F. van de Bund en niet gebaseerd op systematisch onderzoek. Omdat over de dichtheden van de beide soorten weinig bekend is, wordt alleen gewerkt met een habitat-index, die een inschatting geeft van de geschiktheid c.q. het potentieel voorkomen.

Reptielen zijn relatief zeldzaam en het isolatie-aspect speelt een belangrijk rol bij het voorkomen. Uit ervaringen in het Amerongse bos blijken voor hazelworm migratieafstanden van 100 m, voor de levendbarende hagedis wat verder. Het inventariseren van de hagedissen is relatief moeilijk. Het vaststellen van de aanwezigheid is goed te doen, het bepalen van de dichtheid is zeer moeilijk. Voor literatuur hierover zie o.a. Sparreboom (1981). Voor de verspreiding van hazelworm en levendbarende hagedis zie Bergmans en Zuiderwijk (1986).

Reptielen zijn koudbloedige dieren die warmte nodig hebben om actief te kunnen zijn. Als hun temperatuur echter te hoog wordt, moeten ze ook weer kunnen afkoelen. Voor dit proces van thermoregulatie is het van belang dat er in een biotoop afwisseling is van zon en schaduw, droogte en vochtigheid. Dit wordt gerealiseerd door een grote verscheidenheid in de structuur van de vegetatie, zowel horizontaal als verticaal. Ook moet er voldoende voedsel te vinden zijn (kwantitatief als kwalitatief) gedurende de hele periode van het jaar waarin reptielen actief zijn, dus ook in het vroege voorjaar en in het najaar. Verder moet het terrein de dieren in staat stellen op een geschikte plaats te overwinteren: het mag er niet te hard vriezen en het moet zodanig gelegen zijn dat de dieren in het vroege voorjaar op de eerste zonnewarmte kunnen

reageren. Daarnaast moeten de reptielen zich kunnen verschuilen voor predatoren. Dit wordt vaak al mogelijk gemaakt door de voor de thermoregulatie benodigde vegetatiestructuur. Tot slot moeten er bij eierleggende soorten plaatsen zijn met mogelijkheden voor een goede ei-ontwikkeling (lokale temperatuur en vochtigheid). Natuurlijk hoeft niet elk plekje binnen een biotoop tegelijkertijd aan al deze eisen te voldoen (Stumpel, 1985).

Bij reptielen komt het vaak voor dat de plaatsen waar ze overwinteren, paren, eieren leggen en overzomeren, op enige afstand van elkaar liggen. Dit betekent dat de verschillende biotoop-onderdelen bereikbaar moeten zijn en dat een beheerseenheid dus meer kan omvatten dan de oppervlakten van de deelbiotopen (Stumpel, 1985a). Van belang is vooral dat de verschillende biotooponderdelen zoveel mogelijk binnen de normale actieradius van de betreffende soort liggen.

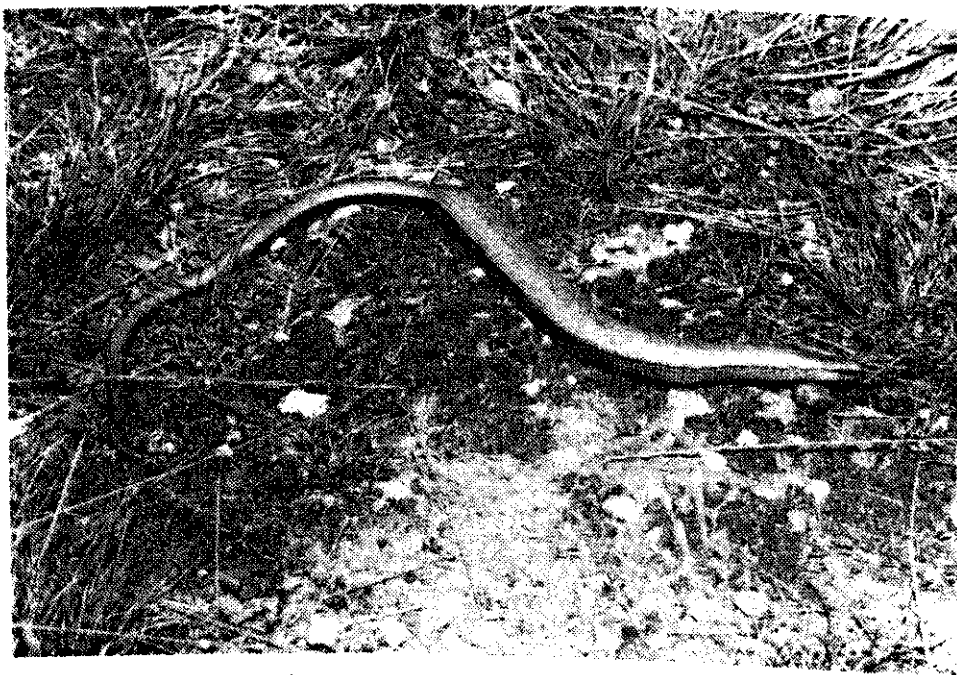


Foto 12. De hazelworm is een van de indicatoren voor de bosreptielgroep.

In bossen worden reptielen aangetroffen op zonbeschenen plekken met een geschikte vegetatie. Dit zijn open plekken en randen van bossen of bospaden met een goede expositie (op het zuiden gericht). De bedoelde vegetatie bestaat meestal uit heide- en bosbessoorten, bochtige smeie en soms bra-zonbeschenen plekken en de juiste vegetatiestructuur aldaar. Er moeten open plekken van voldoende grootte zijn. Wanneer het gaat om geïsoleerde plekken in bossen is voor een reptielbiotoop toch al gauw een oppervlak van ten minste 1000 m² (waar de zon een aantal uren per dag de bodem bereikt) vereist. Het is van belang te zorgen voor de instandhouding of aanleg van een 10 m brede strook met bijvoorbeeld heidevegetatie langs de randen van percelen.

In bossen met vlaktegewijze kap is het voor reptielen van bijzondere betekenis wanneer men niet overal tegelijk het hout oogst en de percelen opnieuw inplant. Door spreiding in tijd en ruimte kan men naast elkaar alle ontwikkelingsstadia tussen kaalkap en volgroeide aanplant aantreffen. Slechts in stadia met lage boompjes op enige afstand van elkaar, en daartussen begroeiing van heidesoorten, grassen en bosbessoorten, vinden reptielen een geschikt biotoop. Bij de bedoelde exploitatievorm zullen reptielen steeds van het ene naar het andere, op dat moment geschikt perceel trekken (Stumpel, 1985a). Hoge dichtheden van zandhagedis worden dan ook gevonden op de Utrechtse heuvelrug in jonge beplantingen. De condities zijn goed gedurende een periode van 10 jaar met een optimum rond het 5^e of 6^e jaar.

De levendbarende hagedis is de minst zeldzame soort in ons land. Levendbarende hagedissen zijn in verschillende terreintypen te vinden, variërend van droog tot zeer nat. Op alle plaatsen waar levendbarende hagedissen voorkomen, zijn vegetaties aanwezig die zonlicht direct tot de bodem doorlaten, die door hun variatie in structuur deze dieren de mogelijkheid geven warme en koele plekken op te zoeken, en die een soortenrijke fauna van ongewervelde dieren bevatten voor hun voedselvoorziening (Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983). In Nederland leeft de hazelworm vooral in de beboste delen van de zandgebieden. Het is de meest aan bossen gebonden reptielsoort. In bossen wordt ook de hazelworm veelal gevonden in jonge aanplanten (leeftijd 4 tot 15 jaar). De boomlaag is nog niet gesloten. Daarnaast in gesloten bossen met open plaatsen of in bosranden (Stumpel, 1985).

De volgende uitwerking is puur gebaseerd op "best professional judgement" van een aantal experts ten aanzien reptielen. Verder onderzoek moet de relaties tussen deze soortengroep en de bossamenstelling en -structuur verder uitwerken. Op basis van de voorgaande tekst worden de volgende terreinkenmerken genomen:

- de kroonbedekking (% oppervlakte)
- bedekking kruidlaag (% oppervlakte)
- aandeel loofbomen (% grondvlak, % kroonbedekking)
- hoeveelheid open plekken (stuks/ha, groter dan 1000 m²)

Een dikke strooisellaag kan in bossen deels de functie van de kruidlaag overnemen. Loofbomen zijn ook van belang voor voedsel (regenwormen, slakken in gevallen blad). De optimale referentie is een bos met 50-60% bedekking (open bos), met meer dan 50% loofhout, met veel open plekken (bijvoorbeeld 1 per ha) en een kruidlaag met tussen de 20 en de 90% bedekking. Waarbij de kruidlaag vooral van belang is in de open plekken en bij weinig loofbomen.

De invloed van de afzonderlijke terreinkenmerken is als volgt ingeschat:

- in licht bos met meer dan 50% lichtboomsoorten is een kroonbedekking tot 80% optimaal, met een hogere kroonbedekking neemt de geschiktheid af;
 - in donker bos met minder dan 50% schaduwboomsoorten is een kroonbedekking tot 60% optimaal, 60-90% is minder en 90-100% ongeschikt;
 - de aanwezigheid van open plekken (meer dan 0,5 stuks per ha) geeft een verhoging van de geschiktheid;
 - de aanwezigheid van meer dan 50% loofhout geeft ook een verhoging van de geschiktheid;
-

- een bedekking van de kruidlaag met 20-90% is optimaal, 0-20% is te weinig en 90% te veel.

In zijn totaliteit resulteert dit in de volgende tabel (bij een bedekking van de kruidlaag tussen de 20 en 90%).

Tabel 34. Schatting van de relatie tussen de geschiktheid voor de bosreptielgroep (uitgedrukt in een habitat-index gebaseerd op mogelijke soortsdichtheden) de boomsoortensamenstelling, de kroonbedekking en het aantal open plekken.

LICHT BOS

| Aantal open plekken | Aandeel loofhout en kroonbedekking | | | |
|---------------------------|------------------------------------|--------|------|--------|
| | > 50 | | < 50 | |
| | 0-80 | 80-100 | 0-80 | 80-100 |
| Open plekken < 0,5 per ha | 1,0 | 0,5 | 0,6 | 0,3 |
| Open plekken > 0,5 per ha | 1,0 | 0,7 | 0,8 | 0,5 |

DONKER BOS

| Aantal open plekken | Aandeel loofhout en kroonbedekking | | | | | |
|---------------------------|------------------------------------|-------|--------|------|-------|--------|
| | > 50 | | | < 50 | | |
| | 0-60 | 60-80 | 80-100 | 0-60 | 60-80 | 80-100 |
| Open plekken < 0,5 per ha | 1,0 | 0,4 | 0,0 | 0,6 | 0,2 | 0,0 |
| Open plekken > 0,5 per ha | 1,0 | 0,6 | 0,0 | 0,8 | 0,5 | 0,0 |

Er wordt aangenomen dat bij een kroonbedekking lager dan 60% altijd voldoende open plekken aanwezig zijn. Wanneer de bedekking van de kruidlaag lager is dan 20% wordt de habitat-index 80% lager. Bij een bedekking van de kruidlaag groter dan 90% wordt de habitat-index 30% lager.

4.4.14 Doelcriterium 20: 'Ontwikkeling Bosflora'

4.4.14.1 Inleiding

Voor de verscheidenheid aan bosflora zijn zoals in hoofdstuk 3 al besproken drie ingangen uitgewerkt:

- oud-bosplanten (in relatie tot de ongestoordheid van de bodem) (§ 4.4.14.2);
- storingsplanten (§ 4.4.14.3);
- de invloed van de hoofdboomsoort en de openheid van het bos op de ontwikkeling van de bosflora (§ 4.4.14.4).

4.4.14.2 Oud-bosplanten

Het overgrote deel van het nederlandse bos is jong en verkeert nog min of meer in een pioniersfase. De huidige ondergroei wordt gekenmerkt door min of meer lichtminnende plantensoorten die in oud(er) bos kenmerkend zijn voor randsituaties (\pm bosrandplanten) en in natuurlijke bossen in open plekken voorkomen. Bovendien is de samenstelling van de ondergroei de laatste decennia nogal gewijzigd door invloeden van buitenaf (vooral atmosferische depositie). Algemene soorten zoals bochtige smele en grote brandnetel, en niet bijzondere soorten zoals valse salie of bosanemoon, bepalen thans voornamelijk de ondergroei.



Foto 13. Adelaarsvaren is een van de oud-bosplanten.

Bossen met schaduwminnende, kenmerkende bosplantesoorten, zogenaamde oud-bossoorten, zijn dan ook zeldzaam. Het voorkomen van deze soorten gaat, blijkens de gegevens van de vierde bosstatistiek, bij de arme bossen op mineraalarme zandgronden vrijwel uitsluitend samen met eik als hoofdboomsoort. Dit wordt mede of in zijn geheel veroorzaakt doordat de oude boskernen vaak met eik zijn bebost (met name eikenhakhout al of niet omgevormd tot opgaand bos). Voor bos dat nog min of meer in een pioniersfase verkeert,

kunnen deze soorten pas na lange tijd (vele decennia) worden verwacht, mits geen sprake is van een uitgesproken gestoorde uitgangssituatie, want dan zal dit aanzienlijk langer kunnen duren.

Aan de instandhouding van oud-bosplanten (korte termijn) is aandacht besteed in § 4.3.4. Aan de lange-termijneffecten van de boomsoortensamenstelling op de ontwikkeling van oud-bosplanten wordt in § 4.4.14.4 aandacht besteed.

4.4.14.3 Storingsplanten

De voedselrijkdom is bij een gegeven groeiplaats en waterhuishouding de primaire factor voor de flora. Verrijking kan het gevolg zijn van verschillende zaken. De belangrijkste zijn atmosferische depositie en lokaal de betreding, inwaaiing van kunstmest e.d. Ook verandering in de waterhuishouding, vooral grondwaterstandsverlaging, heeft zo'n effect. De soorten die dit oproept of doet toenemen zijn doorgaans relatief eutrafente bosrandplanten (soorten die voorkomen bij een hoge bodemvruchtbaarheid) en (preferente) lichtminners (bochtige smeie, braam, vlier, straatgras, grote brandnetel). Voedselrijkdom, of dit de natuurlijke bodemvruchtbaarheid of antropogene verrijking betreft, is voor de bosbouw doorgaans een gegeven, rijk of verrijkt blijft op afzienbare termijn rijk of verrijkt. De bosbeheerder kan nauwelijks iets aan de grootste en algemeenste oorzaak doen. Het effect van verrijking op de flora kan echter wel in zekere zin via de kroonsluiting worden beïnvloed. Als blijkens de aanwezigheid van indicatoren daarvoor storing aanwezig is, resulteert het opener maken van het bos in een toename van de storingssoorten. Het dicht maken doet de lichtminnende verrijkingsindicatoren afnemen of verdwijnen (eenjarigen, meeste grassen, akkeronkruiden en bosrandkruiden), maar braam en bochtige smeie blijven - zij het minder vitaal. Lichtminnende verrijkingsindicatoren in arm bos zijn o.a. braam, witbol, rankende helmbloem, struisgras, Amerikaanse vogelkers, esdoorn, vlier en vogelmuur, straatgras en weegbree (betreding) en, bij massaal voorkomen, bochtige smeie en pijpestroetje. In plaats van deze lichtminnende storingssoorten verschijnen dan uiteraard géén schaduwminnende niet-storingssoorten. Er verschijnen wel (meer) schaduwminnende storingsindicatoren (bijvoorbeeld stekelvarens).

Dreigende verrijking via atmosferische depositie kan min of meer worden afgezwakt door verdichte randen van enkele tientallen meters breedte, als buffer (invangen) vooral aan zuidwestranden, en door de kroonlaag zo gesloten en gelijkmatig mogelijk houden. Dit onderdeel wordt vanwege de vele onduidelijkheden over de effecten en de praktische beheersmogelijkheden hier niet meegenomen.

Een andere vorm van storing geeft vlaktegewijze kap. De soorten die zich op kapvlakten vestigen zijn uitgesproken lichtminnende 'Rohhumusfressers', en merendeels specifiek: ze verdwijnen op den duur vanzelf (bijvoorbeeld wilgenroosje); minder specifiek en (langer) blijvend zijn bijvoorbeeld braam, sommige grassoorten (met name bochtige smeie).

4.4.14.4 Invloed van de boomsoort op de vegetatie

Voor de invloed van de hoofdboomsoort op de samenstelling van de onder-

groei moet onderscheid worden gemaakt in de korte termijn en de lange-termijn invloed. De lange-termijn invloed is besproken bij de oud-bosplanten (§ 4.3.4) en in de voorgaande alinea. Een indruk van de flora-samenstelling van de Potentieel Natuurlijke Vegetatie kan worden ontleend aan de gegevens van Van der Werf (1991) en Stortelder & Hommel (1990), voor zover sprake is van een redelijke overeenkomst van hun eenheden met die van Dirkse. Stortelder & Hommel (1990) schetsen ook de ontwikkeling van jong naar oud bos, als indicatie van de te verwachten ontwikkeling van het huidige bos naar PNV. Uiteraard is dit een gemiddeld, globaal beeld, dat uitgaat van de huidige situatie en gecompliceerd wordt door (re)kolonisatiemogelijkheden e.d.

De korte-termijn invloed van de hoofdboomsoort op de samenstelling van de ondergroei is in deze studie gebaseerd op een herbewerking van het materiaal van de Vierde Bosstatistiek door Dirkse. Vanwege de omvang van de data-sets is dit alleen mogelijk op het niveau van Dirkse's associaties, voor een gedetailleerder uitwerking is dit materiaal niet toereikend: natte en droge subassociaties bijvoorbeeld komen dus niet naar voren. De heterogeniteit van terrein, groeiplaats en voorgeschiedenis komt zo niet tot uitdrukking.

De betreffende tabellen staan in bijlage 5. Deze geven per associatie de frequenties van voorkomen. In verband met de omvang van de data-sets zijn deze met iets verschillende methoden gewogen; soorten met een maximale frequentie kleiner dan 10% zijn uit praktische overwegingen weggelaten.

De groeiplaats bepaalt voor een belangrijk deel het voorkomen van de verschillende hogere planten. Voor de indeling van de groeiplaatsen wordt uitgegaan van de bostypenindeling van Dirkse (1993). Deze is het resultaat van een TWINSpan-bewerking van de gegevens van de Vierde Bosstatistiek, die zijn gebaseerd op een representatieve steekproef van circa 5% van de bosoppervlakte en zo'n 90% van de inheemse bosflora dekken. Hiermee geeft deze statistiek een praktisch beeld van de huidige situatie in Nederland. Voor deze ingang is gekozen omdat daarmee een directe relatie te leggen is tussen groeiplaats, samenstelling bosflora en terreinkenmerken als de boomsoortensamenstelling. Een nadeel is dat afgeweken wordt van de elders in de tekst gehanteerde PNV-indeling van Van der Werf. Bij de bespreking wordt steeds ingegaan op de samenhang van deze indeling met de indeling van Van der Werf. Van de bostypen volgens Dirkse worden alleen die behandeld welke op ruime schaal voorkomen en als multifunctioneel kunnen worden opgevat.

Het multifunctionele bos in Nederland bestaat naar Dirkse's indeling uit een beperkt aantal typen. Deze vallen uiteen in twee groepen:

- a. voedselarm naald- en loofbos van arme zandgronden, en
- b. voedselrijk loofbos van rijke, lemige zandgronden en leem- en kleibodem.

De scheiding ligt bij het wel of niet voorkomen van grote brandnetel onder ongestoorde (niet verrijkte/vermeste) omstandigheden (Dirkse, 1993). Indicatoren voor voedselrijk bos zijn grote brandnetel, ruw beemdgras, kleeftuif en hondsdrif.

VOEDSELARM BOS

Karakteristiek voor voedselarm bos zijn: bochtige smeie, pijpestrootje en wilde lijsterbes, en verder de mossen heideklauwtjesmos, gewoon gaffeltandmos en breekblaadje. Vooral bochtige smeie en heideklauwtjesmos kunnen grote oppervlakten bedekken. Daarnaast zijn betrekkelijk algemeen stekelvarens,

bosbessen en opslag van Amerikaanse vogelkers (zie verder Dirkse 1993). De belangrijkste typen van voedselarm, multifunctioneel bos zijn:

- a. het Berken-zomereikenbos of *Betulo-Quercetum* op de armste gronden (globaal haarpodzolgronden), en
- b. het Wintereiken-beukenbos of *Fago-Quercetum* op iets rijkere gronden (globaal holtpodzolgronden).

Beide typen zijn naar oppervlakte even algemeen (elk ongeveer 120.000 ha) en kunnen niet altijd scherp worden gescheiden.

Tot deze hoofdgroep behoort ook het voedselarme elzenbos (*Elzen-eikebos* of *Lysimachio-Quercetum*), maar dit type wordt hier niet meegenomen.

Berken-zomereikenbos

Het ruim opgevatte Berken-zomereikenbos omvat ook het door Westhoff & Den Held (1969) en Van der Werf (1991) genoemde *Dicrano-Pinion*. Als PNV wordt het *Betulo-Quercetum* of Berken-zomereikenbos gekenmerkt door dominantie van zomereik, verder ruwe berk en soms zachte berk. De struiklaag is vaak zwak ontwikkeld (wilde lijsterbes, sporkehout), na aanplant of verstoring ook Amerikaanse vogelkers. De kruidlaag is vaak spaarzaam ontwikkeld. In deze laag zijn bochtige smeie (relatief droog) of pijpestrootje (vochtige groeiplaats) vaak dominant; ook wel blauwe bosbes (droog) of dophei (nat). Op droge, wat armere gronden verder ook schapegras, op wat rijkere ook rankende helmblom, kamperfoelie, witbol, stekelvarens, op natte gronden bijvoorbeeld ook blauwe zegge of zwarte zegge (zie Van der Werf, 1991).

In de gemiddelde, huidige situatie kan het berken-zomereikenbos worden gekarakteriseerd door bochtige smeie, struikheide, pijpestrootje en een aantal mossoorten, waarvan gewoon gaffeltandmos en heideklauwtjesmos de belangrijkste zijn. Bochtige smeie bedekt meestal meer dan 5% (gegevens Dirkse). De meest algemene hoofdboomsoort van het Berken-zomereikenbos is grove den (77.000 ha). Minder algemeen zijn inlandse eik (12.000 ha) en berk (11.000 ha). Nog minder algemeen zijn douglas en fijnspar.

Met toenemende ouderdom van de bosbodem verschijnen eerst zomereik, ruwe berk, wilde lijsterbes en blauwe bosbes; beuk verschijnt op vochtige groeiplaatsen ook vroeg, op droge gronden echter later. Na meer dan een eeuw voegt zich daarbij adelaarsvaren, nog weer later de als pnv-soorten te beschouwen planten valse salie, hengel, dalkruid, scherm- en stijf havikskruid, dubbelloof, stofzaad, rankende helmblom, gladde witbol, groot gaffeltandmos (Stortelder & Hommel 1990).

Naar de combinatie van hoofdboomsoort en ondergroei kunnen twee hoofdgroepen worden onderscheiden: licht bos (opstanden met grove den en met inlandse eik) en donker naaldbos (opstanden met douglas en fijnspar). De ondergroei van berkenopstanden is wat intermediair tussen die van licht en donker bos. Voor de praktijk zijn ze van minder betekenis omdat zij merendeels niet uitgesproken, bewust als multifunctioneel bos worden beheerd. De eiken- en berkenopstanden zijn relatief soortenrijk, de naaldboomopstanden soortenarm. De beschikbare gegevens geven de indruk dat eik en in weinig mindere mate grove den de ontwikkeling naar de PNV het minst belemmeren, en douglas en fijnspar het meest. Eik is bovendien veruit de belangrijkste soort voor de epifytische mosflora. Berk kan als voorloper worden opgevat.

a. Licht bos

Relatief vaak komen voor blauwe bosbes, rankende helmbloem, zomereik en Amerikaanse vogelkers, en wat mossen betreft gewoon gaffeltandmos en geelsteeltje. Relatief schaars zijn smalle stekelvaren en schapezuring. In het algemeen is de ondergroei kwantitatief goed ontwikkeld; onder opstanden van grove den kan dit echter sterk variëren. De opstanden zijn relatief soortenrijk.

a1. Met grove den

Meer dan de helft van de opstanden heeft als hoofdboomsoort grove den. Grove-dennenopstanden bepalen dus de gemiddelde samenstelling van de ondergroei van het *Betulo-quercetum*. Ten opzichte van de flora bij de andere hoofdboomsoorten komen relatief vaak voor: blauwe bosbes, struikhei, pijpestrootje, en de mossen fraai en gewoon haarmos en grijs kronkelsteeltje; relatief zelden komt schapegras voor.

a2. Met inlandse eik

De eikenopstanden hebben vaker dan gemiddeld in de ondergroei: blauwe bosbes, schapegras, en rankende helmbloem; relatief zelden komen voor: brede stekelvaren en dophei, en fraai haarmos en grijs kronkelsteeltje. Houtige gewassen slaan relatief vaak op: zomereik, sporkehout, lijsterbes, Amerikaanse vogelkers. De eikenopstanden zijn gemiddeld de soortenrijkste van het berken-zomereikenbos.

b. Donker naaldbos

Vaker dan in lichte opstanden komen voor brede stekelvaren, smalle stekelvaren, en gedrongen kantmos; minder vaak: blauwe bosbes, rankende helmbloem, opslag van Amerikaanse vogelkers en zomereik, en de mossen gewoon gaffeltandmos en geelsteeltje.

In het algemeen, in het bijzonder onder douglasopstanden en in gesloten, oudere fijnsparopstanden, is de ondergroei kwantitatief slecht tot uiterst spaarzaam ontwikkeld.

b1. Met douglas

De ondergroei van douglasopstanden heeft vaker dan gemiddeld naast brede en smalle stekelvaren: pilzegge, wilgeroosje, lijsterbes, wat de mossen betreft gedrongen kantmos. Zeldzamer dan in de andere opstanden komt blauwe bosbes voor. Opslag van houtige gewassen komt opmerkelijk weinig voor, met uitzondering van de genoemde lijsterbes. De douglasopstanden zijn gemiddeld de soortenarmste van het berken-zomereikenbos.

b2. Met fijnspar

Aan de gegevens over fijnsparopstanden mag slechts betrekkelijke zeggingskracht worden toegekend. De gegevens van de vierde bosstatistiek laten een heterogene, weinig kenmerkende begeleidende flora zien die kenmerkend is voor overwegend jonge opstanden met een zeer gevarieerde sluiting en op uiteenlopend beïnvloede bodem. De fijnsparopstanden hebben het vaakst brede stekelvaren, bramen, liggend walstro en opslag van ruwe berk. Onverwacht vaak komen voor struikhei en sporkehout. Betrekkelijk schaars is blauwe bosbes.

c. Berkenopstanden

Uit oogpunt van volledigheid ten slotte de berkenopstanden. Relatief vaak komen voor struikhei, dophei, liggend walstro, pijpestrootje, en als opslag van houtig gewas - uiteraard - zachte berk. Een opmerkelijk lage frequentie hebben: rankende helmbloem, brede en smalle stekelvaren en opslag van Amerikaanse vogelkers.

Wintereiken-beukenbos

Het Wintereiken-beukenbos telt vele soorten die ook in het Betulo-Quercetum voorkomen. Het onderscheid is vaag, het gaat vooral om de verhouding van voorkomen. De PNV Wintereiken-beukenbos of Fago-Quercetum wordt gedomineerd door beuk. Lijsterbes is de meest constante soort in de struiklaag; verder o.a. Sporkehout, hulst, lijsterbes en na storing bramen. In de kruidlaag zijn kenmerkend: adelaarsvaren, dalkruid, kamperfoelie, bochtige smele, pijpestrootje (vochtige standplaats), smalle stekelvaren, pilzegge, witte klaverzuring; verder na storing o.a. beide stekelvaren en gestreepte witbol (Van der Werf, 1991; zie ook Stortelder & Hommel, 1990).

In de gemiddelde, huidige situatie kan het Wintereiken-beukenbos worden gekarakteriseerd door rankende helmbloem, smalle stekelvaren en vele mossen, waaronder gewoon sterremos, gewoon pluisjesmos en gewoon dikkopmos. De laatste twee ontbreken vrijwel in het Berken-zomereikenbos. De algemeenste hoofdboomsoorten zijn grove den (33.000 ha) en inlandse eik (21.000 ha). Minder algemeen zijn douglas (12.000 ha) en fijnspar (10.000 ha). Nog minder algemene hoofdboomsoorten zijn lariks, beuk en berk.

Met toenemende ouderdom van de bosbodem verschijnen eerst drienerfmuur, beuk, zomereik, lijsterbes, gladde witbol, wilde kamperfoelie, rankende helmbloem en blauwe bosbes. Na ruim een eeuw voegen zich daarbij hulst, geklauwd platmos en glanzend platmos, adelaarsvaren, en nog weer later de als PNV-soorten te beschouwen planten wintereik, ratelpopulier, wilde appel, klimop, valse salie, hengel, dalkruid, witte klaverzuring, grote muur, ruige veldbies, bosviooltje, scherm-, stijf en gewoon havikskruid, dubbelloof, stofzaad, gulden roede, groot gaffeltandmos; op rijkere gronden ook wintereik, hazelaar, lelietje-der-dalen, bosanemoon, schaduwgras, bosgierstgras, ruige veldbies, mannetjesvaren, plooibladmos e.d. (Stortelder & Hommel, 1990).

Naar de combinatie van hoofdboomsoort en ondergroei kunnen drie hoofdgroepen worden onderscheiden: de soortenarme beukenopstanden, de eikenopstanden met oud-bosplanten en de opstanden met naaldbomen als hoofdboomsoorten. Binnen de laatste groep kan een zeker onderscheid worden gemaakt in licht en donker naaldbos. De eikenopstanden zijn het soortenrijkst, de beuken- en naaldboomopstanden het soortenarmst.

Net als bij het Betulo-Quercetum mag aan de gegevens over fijnsparopstanden slechts betrekkelijke zeggingskracht worden toegekend. Ten slotte hebben de berkenopstanden ook hier minder betekenis voor de bosbouwpraktijk.

a. Looftboomopstanden

a1. Eikenopstanden

De eikenopstanden hebben een ondergroei waarin vaker dan gemiddeld voorkomen kamperfoelie en opslag van hulst en beuk, ook o.a. Amerikaanse

vogelkers, verder de mossen gewoon klauwtjesmos en gewoon sterremos. Zeldzamer dan gemiddeld komen voor struikhei, wilgeroosje en opslag van berken, en de mossen grijs kronkelsteeltje, bos-kronkelsteeltje, gewoon peer-mos en klein platmos. Eikenopstanden delen met naaldboomopstanden het relatief vaak voorkomen van vogelmuur, pilzegge en gewone hennepnetel, en van opslag van Amerikaanse vogelkers. Het opmerkelijkste staat niet in de tabel. Dat is het, hoewel zeldzame, bijna exclusieve voorkomen van enige bijzondere bosplanten, de zogenaamde oud-bosplanten: dalkruid, witte klaverzuring, veelbloemige salomonszegel, bosgierstgras, grootbloemige muur en adelaarsvaren.

a2. Beukenopstanden

De ondergroei van de beukenopstanden is negatief gekarakteriseerd: alle soorten komen minder tot veel minder vaak dan gemiddeld voor. Dit wordt mede veroorzaakt door de sterke homogeniteit van de huidige beukenbossen (mondelinge mededeling H.Koop). Opslag van beuk komt alleen vaker voor dan bij naaldbos.

a3. Berkenopstanden

Ook hier weer voornamelijk uit oogpunt van volledigheid ten slotte de berkenopstanden. Relatief vaak komen voor braam, kamperfoelie en opslag van sporkehout, relatief schaars zijn: schapezuring, struikhei, brede stekelvaren en opslag van beuk.

b. Naaldboomopstanden

In naaldboomopstanden zijn relatief sterk vertegenwoordigd: blauwe bosbes, struikhei, bochtige smeile, schapezuring, pijpestrootje, rankende helmbloem, brede en smalle stekelvaren, en opslag van ruwe en zachte berk. Op zich een opmerkelijke combinatie van lichtsoorten (o.a. blauwe bosbes, struikhei) en schaduwsoorten (de stekelvarens).

b1. Lichte naaldboomopstanden

De ondergroei van lichte naaldboomopstanden verschilt van die van donkere naaldboomopstanden voornamelijk door een veelvuldiger voorkomen van opslag, met name van lijsterbes en sporkehout.

b1a. Licht naaldbos - met grove den

Opstanden van grove den hebben een vrij gemiddeld samengestelde ondergroei. Slechts enkele soorten, vooral gewone hennepnetel, gewoon kantmos en bronsmos komen relatief vaak voor. Minder vertegenwoordigd zijn kussentjesmos, gewoon knopjesmos en gewoon pronkmos.

b1b. Licht naaldbos - met lariks

Relatief vaak komen voor smalle stekelvaren en opslag van zachte berk, relatief zeldzaam is brede stekelvaren. Lariksbossen kunnen bijzonder rijk zijn aan mossen.

b2. Donkere naaldboomopstanden

b2a. Donker naaldbos - met douglas

De ondergroei van douglasopstanden heeft een vrij gemiddelde samenstelling, maar veel soorten zijn er minder algemeen dan bij de andere hoofdboom-

soorten: gewone hennepnetel, gestreepte witbol en opslag van vlier, esdoorn en zachte berk, gewoon kantmos en bronsmos. Wat frequenter komen voor fraai haarmos, gewoon pluïjesmos, gewoon peermos en klein platmos.

b2b. Donker naaldbos - met fijnspar

De ondergroei van fijnsparopstanden is nogal afwijkend en heterogeen. Zoals opgemerkt, zijn de gegevens betrekkelijk. Ondergroei-soorten met een wat hogere frequentie zijn o.a. struikhei (lichtsoort), wilgeroosje en schapezuring (kapvlaktesoorten), rankende helmblom, vogelmuur en stekelvarens (min of meer schaduwsoorten), en opslag van zomereik, vlier en Amerikaanse vogelkers.

VOEDSELRIJK BOS

De belangrijkste typen van voedselrijk, multifunctioneel bos op de kleigronden en de voedselrijke zandgronden zijn

a. het Bosandoorn-eikenbos of *Stachyo-Quercetum*;

Het *Stachyo-Quercetum* of Bosandoorn-eikenbos volgens Dirkse (1993) voegt het *Alno-Padion* en het *Carpinion* samen. Zoals het op basis van de gegevens van de Vierde bosstatistiek wordt onderscheiden, omvat het ook vormen van een aantal associaties van Westhoff & Den Held (1969) en Van der Werf (1991) als het *Stellario-Carpinetum*, het *Fraxino-Ulmetum* en het *Melico-Fagetum*.

Het komt voor op vooral klei-, leem- en lemige zandgronden, weinig op leemarme zandgronden. Van de PNV bestaat op associatieniveau geen duidelijk beeld. De PNV wordt waarschijnlijk het dichtst benaderd door het soortenassortiment dat voorkomt bij samenvoeging van de hoofdboomsoorten zomereik, beuk en es.

b. het Essen-iepenbos of *Fraxino-Ulmetum*.

Dit type is min of meer het klassieke *Fraxino-Ulmetum* in ruime zin. Een kenschets van de PNV is moeilijk (vgl. Van der Werf 1991: p. 179, 180-181, 186-190), voorzover daar enige overeenstemming over bestaat (vgl. Dirkse 1993: p. 128-129).

Beide typen hebben een kruidige ondergroei van grote brandnetel, kleeftkruid en ruw beemdgras. Dauwbraam is algemeen, stekelvarens en lijsterbes zijn vrij zeldzaam.

Het huidige Bosandoorn-eikenbos beslaat ongeveer 20.000 ha, het Essen-iepenbos beslaat circa 16.000 ha. Tot het voedselrijke bos behoren ook het Duin-berkenbos of *Crataego-Betuletum*, het Vogelkers-essenbos of *Pruno-Fraxinetum*, het Elzenbroekbos of *Carici elongatae-Alnetum* en het Schietwilgenbos of *Salicetum albae*. Hun voorkomen is dermate beperkt of zij hebben een overwegend geen multifunctionele doelstelling zodat zij hier buiten beschouwing blijven.

Omdat daartoe (nog) over onvoldoende gegevens kan worden beschikt, wordt hier niet ingegaan op de ontwikkeling van de flora met toenemende ouderdom van de bosbodem.

Bosandoorn-eikenbos

Het gemiddelde Bosandoorn-eikenbos is een donker loofbos. De ondergroei bestaat uit de voor de voedselrijke gronden kenmerkende soorten, en verder

bramen, klimop of opslag van esdoorn. De gemiddelde soortenrijkdom van vaatplanten is groot. Het aantal bijzondere bosplanten overtreft dat van alle andere typen; o.a. de zeldzame(re), niet in de tabel vertegenwoordigde kardinaalsmuts, muskuskruid, bosanemoon, boszegge, gewoon heksenkruid, gele dovenetel, slanke sleutelbloem. Maar de mossoortenrijkdom is relatief laag.

De belangrijkste huidige hoofdboomsoorten zijn populier en es, minder algemeen zijn zomereik en beuk. Deze twee paren geven ook een globale hoofdindeling:

- a. de wat drogere groep van zomereik en beuk, vooral op lemige zandgronden;
- b. de wat vochtiger groep van es en populier, meer op leem- tot kleiige gronden en met een aspect van verrijking/verstoring.

De data van fijnsparpstanden zijn te beperkt om in beschouwing te nemen.

a. Eiken- en beukenopstanden

De ondergroei van door zomereik en beuk bepaalde opstanden verschilt onderling niet onaanzienlijk, zowel kwalitatief als kwantitatief.

a1. Met zomereik

Eikenopstanden hebben een ondergroei van vrij gemiddelde samenstelling. Alleen dagkoekoeksbloem en ridderzuring hebben hier een duidelijk frequentiemaximum; voor kruipende boterbloem is dit minder uitgesproken. In de struiklaag komt opslag van lijsterbes het vaakst voor, maar ook vlier en esdoorn scoren hoog. Veelal gaat het om soortenrijke, gevarieerde ondergroei.

a2. Met beuk

Ook beukenopstanden hebben een ondergroei van vrij gemiddelde samenstelling. Alleen opslag van beuk is hier veel algemener. Opmerkelijk weinig komen voor: dagkoekoeksbloem, ridderzuring, hondsdrif, drienerfmuur, kruipende boterbloem, aalbes en vogelmuur. De ondergroei is kwalitatief en kwantitatief matig ontwikkeld.

b. Essen- en populierenopstanden

Deze opstanden hebben gemeenschappelijk een hoge frequentie van voorkomen van speenkruid, bosandoorn, kleeftkruid, ruw beemdgras, aalbes, paardewortel, gewone hennepnetel, en opslag van zomereik en eenstijlige meidoorn. Negatief onderscheiden zij zich veel minder duidelijk. De ondergroei kan soortenrijk en gevarieerd zijn. In essenopstanden hebben een groot aantal soorten een frequentiemaximum. Het maximum is het meest uitgesproken voor klimop, veelbloemige salomonszegel, speenkruid, dauwbraam en opslag van hazelaar en es. Opvallend laagfrequent komt voor: zachte witbol, en opslag van beuk en Amerikaanse vogelkers. Ook in populierenopstanden hebben een groot aantal soorten een frequentiemaximum, het opvallendst zijn gewone hennepnetel, hondsdrif, gestreepte witbol, braam en opslag van Amerikaanse vogelkers. Net als onder essen komt opslag van beuk vrijwel niet voor.

Essen-iepenbos

Het huidige Essen-iepenbos kent twee vormen:

- a. de drogere grienden en de ruige populierenbossen van het rivierengebied, met in het bijzonder grote brandnetel en dauwbraam, en
- b. de jonge, recent aangeplante bossen in de IJsselmeerpolders, gekenmerkt door distels, klein hoefblad, ruw beemdgras en harig wilgeroosje.

In de riviervorm speelt de brandnetel een aanzienlijke rol, met een bedekking van gemiddeld 10-25%. Daarnaast zijn vrij algemeen Gewone smeerwortel, Hondsdraf en Dauwbraam. De belangrijkste hoofdboomsoorten zijn populier en es. De IJsselmeerpolderbossen blijven vanwege hun jeugd en nog zeer sterke beïnvloeding buiten beschouwing.

Omdat op de Essen-iepenbossengroeiplaatsen vrijwel altijd jonge bossen staan, zijn er geen oud-bosplanten aanwezig.

de essenopstanden hebben op dit moment een relatief arme ondergroei. Er komen maar drie soorten duidelijk vaker voor dan in populierenopstanden: fluitekruid, eenstijlige meidoorn en opslag van es zelf; de laatste twee ontbreken in de meeste populierenbossen. Ook speenkruid en nagelkruid komen vaker voor. Daarentegen komen er een kleine twintig soorten aanzienlijk minder frequent in voor, bijvoorbeeld de ruigtekruiden gewone engelwortel, akkerdistel, koninginnekruid, riet en bitterzoet. Ook de grassen gestreepte witbol en rietgras zijn onder essen veel schaarser dan onder populieren. De ondergroei van populierenopstanden is dus veel rijker. Bijna twintig soorten hebben hier een frequentiemaximum. Behalve de bij essenopstanden genoemde soorten zijn dat ook bijvoorbeeld: look-zonder-look, haagwinde en vogelmuur. Alleen de opslag van eenstijlige meidoorn en es is opvallend schaarser dan onder essen.

Het is op dit moment niet duidelijk in hoeverre deze verschillen worden veroorzaakt door groeiplaatsverschillen of door de boomsoorten zelf. Daarom wordt voor deze groeiplaats de systematiek niet uitgewerkt.

4.5 Samenvatting

In tabel 35 wordt een overzicht gegeven van de relaties tussen de verschillende doelcriteria en terreinkenmerken.

Voor een nauwkeurige uitwerking van het verklarend deel van het model, vooral daar waar het gaat om de relaties tussen de dichtheden aan soortengroepen fauna en flora en de verschillende kenmerken van de bosstructuur en -samenstelling, zijn er voor een flink aantal onderdelen nog weinig op (wetenschappelijk) onderzoek gebaseerde gegevens. Van bepaalde onderdelen van het bosesysteem weten we redelijk veel, bijvoorbeeld over de invloed van het bosbeheer op de bosbroedvogels en de boomsoortensamenstelling van de potentieel natuurlijke vegetatie. Van andere onderdelen is veel minder bekend bijvoorbeeld over de invloed van het bosbeheer op de ontwikkeling van de bosflora. Daardoor is de uitwerking van veel onderdelen in belangrijke mate veronderstellend. Verder onderzoek van veel onderdelen uit moeten werken. Voor een aantal soortengroepen bleek door te weinig gegevens het (nog) niet mogelijk om de geschiktheid kwantitatief te onderbouwen met potentiële dichtheidscijfers, namelijk de bosflora, de dood-houtkevers, de bosdagvlinders, de bosreptielen en deels de kleine zoogdieren.

Daardoor was het niet mogelijk om direct een kwantitatieve schaalindeling voor alle doelcriteria te ontwikkelen. Door het toekennen van relatieve gewichten aan bepaalde klassen is toch een aanzet daartoe gegeven.

In totaal zijn 14 terreinkenmerken gedefinieerd die bepalend zijn voor de 20 doelcriteria.

Gemeten aan het aantal doelcriteria waarvoor een bepaald terreinkenmerk van belang is, bleken bij deze studie de boomsoortensamenstelling, het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen, de diameterverdeling van de bomen (o.a. samenhangend met de leeftijd), de bedekking van de struiklaag, de aanwezigheid van open plekken en de aanwezigheid van dood hout de belangrijkste terreinkenmerken voor de natuurfunctie binnen multifunctioneel bos. Voor de natuurfunctie binnen multifunctionele bossen zijn een aantal terreinkenmerken gedefinieerd die ook relevant zijn voor de houtproductie- en recreatiefunctie van bossen, bijvoorbeeld de boomsoortensamenstelling, het gemengd of ongemengd zijn van bossen, de bedekking van de struiketage en de hoeveelheid open plekken. Daardoor wordt het mogelijk de relatie/uitruil tussen deze functies te bepalen.

De specifieke invulling die een beherende organisatie geeft aan de natuurfunctie (keuze doelcriteria) bepaalt de meest relevante terreinkenmerken voor die organisatie. Bijvoorbeeld de doelcriteria 'geschiktheid voor de boomklevergroep', 'geschiktheid voor de vleermuisgroep' en 'de aanwezigheid van oude/dikke bomen' (indicator aftakelende fase) leiden tot de terreinkenmerken boomsoortensamenstelling (hier vnl. aandeel loofbomen), diameterverdeling, hoeveelheid dood hout en de leeftijd van het bos (bosontwikkelingsfase). Terwijl bij de keuze voor de doelcriteria 'geschiktheid voor de boompiepergroep', 'geschiktheid voor de bosdagvlinders' en 'verdeling van de bosontwikkelingsfasen' en de 'geschiktheid voor de rode-bosmiergroep' de terreinkenmerken hoeveelheid open plekken en de kroonbedekking belangrijke terreinkenmerken zijn.

5. VOORBEELDTOEPASSING EN TOETSING

5.1 Inleiding

In dit hoofdstuk worden drie voorbeeldtoepassingen voor de beheersplanning van de in dit rapport uitgewerkte evaluatiemethode besproken. Het betreft een toepassing bij de keuze tussen verschillende doeltypen of beheersvarianten (de strategische bosbeheersplanning § 5.2) en een toepassing bij de keuze tussen verschillende beheersmaatregelen (de tactische bosbeheersplanning § 5.3). De evaluatiemethode kan op twee manieren worden toegepast, namelijk:

- 1) door de doelcriteria als evaluatiecriteria te gebruiken;
De verschillende doeltypen en beheersmaatregelen worden beoordeeld op de mate waarin het totaal van de bossamenstelling en -structuur (in termen van terreinkenmerken) geschikt is voor de gekozen doelcriteria.
- 2) door de terreinkenmerken als evaluatiecriteria toe te passen.
Bij deze laatste variant worden eerst uit de gekozen *doelcriteria* de relevante terreinkenmerken en de gewenste situatie (de referentie) voor de verschillende terreinkenmerken afgeleid. De evaluatie richt zich bij deze variant op de mate waarin de afzonderlijke terreinkenmerken bij de verschillende doeltypen of maatregelen de referentiesituatie bereiken.

Deze laatste manier wordt alleen in § 5.3 voor de tactische planning uitgewerkt. Deze voorbeelden zijn getest in een aantal praktijksituaties met boscigenaren en beheerders en met de stafmedewerkers van Staatsbosbeheer. De uitkomsten van deze testen worden besproken in § 5.4.

5.2 De keuze tussen doeltypen of beheersvarianten

In de strategische planning wordt bepaald wat de doelstellingen van een organisatie zijn en wordt vastgelegd welke strategie wordt gevolgd om deze doelen te realiseren. Er moet een strategie gekozen worden voor de ontwikkeling van onder andere het personeel, de financiën en het terreinbeheer (waar tussen natuurlijk een verband bestaat). Het onderwerp is hier de beheersvariant of het doeltype dat voor de verschillende terreindelen wordt nagestreefd: de strategie t.a.v het terreinbeheer. Het is niet nodig een star einddoel vast te stellen, maar het is de bedoeling randvoorwaarden voor de huidige beslissing te bepalen. Deze randvoorwaarden zijn bijvoorbeeld nodig bij de keuze met welke boomsoort verjongd gaat worden en de wijze van dunnen.

Voor een fictief bosbedrijf X wordt in dit voorbeeld ingegaan op de keuze voor een bepaald doeltype voor één planeenheid gezien de doelstelling van het bedrijf. De vraag is hier: welk doeltype sluit het beste aan bij de betreffende doelstelling. Uitgegaan wordt van planeenheden van 10 ha. Het bodemtype is een haarpodzol met potentieel natuurlijke vegetatie Berken-zomereikenbos. De doelstelling voor bosbedrijf X en ook specifiek voor deze planeenheid is:

Duurzame instandhouding van het bos gericht op houtproductie, natuurwaarde, extensieve recreatie (multifunctioneel bos). Het gemiddeld jaarlijks resultaat terreinbeheer moet minimaal f 50,- per ha zijn.

De doelstelling wordt eerst uitgewerkt in doelcriteria. Op basis van de hiervoor gegeven doelstelling kiest de eigenaar (of het bestuur) voor de volgende zeven doelcriteria:

PRIORITEIT 1

- Financieel: 1) resultaat groter dan 50 gld/ha, jr
 Natuur: 2) 'aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten'
 Natuur: 3) 'geschiktheid voor de boomklevergroep'

PRIORITEIT 2

- Natuur: 4) 'geschiktheid voor de rode-bosmiergroep'
 Natuur: 5) 'grootte van de verjongingseenheden'
 Financieel: 6) zo weinig mogelijk kosten maken (in verband met risico's)
 Houtproductie: 7) productie van meer dan 1,5 m³ zaaghout

Voor de betreffende planeenheid kan gekozen worden tussen drie doeltypen (A, B en C; zie tabel 36).

Tabel 36. Drie verschillende fictieve doeltypen voor de betreffende planeenheid (A, B en C) met PNV Berken-zomereikenbos.

| TERREINKENMERKEN | DOELTYPE | | |
|---|---|--|--|
| | A | B | C |
| Boomsoorten | 90% grove den, 5% A.eik en 5% inl.eik en berk | 70% grove den, 20% inl. eik, 5% A.eik en 5% berk | 50% grove den, 15% inl.eik, 15% berk, 10% beuk, 10% A. eik |
| Bedekking struiklaag (% opp.) | kleiner dan 5 | kleiner dan 5 | groter dan 25 |
| Grootte verjongingseenheden (ha) | gem. 0,5 | gem. 0,2 | gem. 0,2 |
| Hoeveelheid dood hout (aantal stammen/ha > 20 cm) | minder dan 5 | minder dan 5 | meer dan 10 |
| Oude/dikke bomen (aantal/ha) | 0 | 10 | 20 |
| Open plekken (aantal/ha) | 0 | 0 | 0 |
| Volkomenheidsgraad | 0,8 | 0,8 | 0,6 |
| Bijgroei (m ³ /ha/jr) | 6 | 5 | 3 |
| Oogst (m ³ /ha/jr) | 5,0 (2,5 zaaghout en 2,5 papierhout) | 4,0 (1,6 zaaghout en 2,4 papierhout) | 2,5 (1,1 zaaghout, 1,4 papierhout) |
| Gem. jaarlijkse kosten | 125 | 110 | 110 |
| Gem. jr. opbrengsten | 300 | 250 | 160 |
| Gem.jr. resultaat | +175 | +140 | +50 |

Bij het bepalen van de mate waarin de verschillende doelen zijn bereikt, zijn referenties nodig. De referentie voor de houtproductie en de financiële doelcriteria is het maximaal haalbare op de betreffende groeiplaats, voor de natuurfunctie wordt verder uitgegaan van de in hoofdstuk 4 aangegeven referenties. Stel de maximumproductie aan zaaghout voor deze planeenheid is $3,3 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{jr}$, het maximale financiële resultaat bedraagt $300 \text{ gld}/\text{ha}/\text{jr}$. Het minimale kostenniveau bedraagt $50 \text{ gld}/\text{ha}/\text{jr}$ het "maximale" $250 \text{ gld}/\text{ha}/\text{jr}$.

De financiële doelcriteria en de houtproductie-doelcriteria zijn direct te relateren aan de doeltypen. Voor de andere doelcriteria is de relatie niet direct duidelijk, een verdere uitwerking in terreinkenmerken is hier nodig. In § 4.3.4 'het aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten', § 4.4.5 'geschiktheid voor de boomklevergroep' § 4.4.11 'geschiktheid voor de rodebosmiergroep' en § 4.3.6 'grootte van de verjongingseenheden' zijn de natuur-doelcriteria uitgewerkt in terreinkenmerken.

Voor de verschillende doelcriteria is op deze wijze (zie tabel 37) een kwantitatieve beoordeling van de doeltypen uit te voeren.



Foto 14. Het bosbeeld van doeltipe B.

Tabel 37. De beoordeling van de doeltypen op een schaal van 0 tot 10 voor de doelcriteria met prioriteit 1 (voor de bepaling van de scores zie het eind van deze paragraaf)

| DOELCRITERIA | DOELTYPE | | |
|---------------------------------------|----------|---|---|
| | A | B | C |
| Financieel resultaat | 7 | 5 | 2 |
| Geschiktheid voor de boomkle-vergroep | 3 | 5 | 5 |
| Van nature thuishorende boomsoorten | 3 | 5 | 6 |

Op basis van de criteria met prioriteit 1 lijken A en B de beste alternatieven. A heeft het hoogste financiële resultaat maar scoort laag voor de natuur-doelcriteria. C scoort ten opzichte van B vrijwel even hoog voor de natuur-doelcriteria, maar heeft een duidelijk lager financieel resultaat. Pas wanneer bij dit voorbeeld het financieel criterium 2 keer zo hoog wordt gewaardeerd dan de natuur-doelcriteria 'geschiktheid voor de boomklever' en 'het aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten' samen scoren A en B in zijn totaliteit gelijk. Stel dat dit het geval zou zijn, dan hangt het van de criteria met prioriteit 2 af welke van de doeltypen A en B het meest aansluit bij de doelstelling.

Tabel 38. De beoordeling van de doeltypen op een schaal van 0 tot 10 voor de doelcriteria met prioriteit 2 (voor de bepaling van de scores zie het eind van deze paragraaf)

| DOELCRITERIA | DOELTYPE | | |
|---|----------|---|---|
| | A | B | C |
| Geschiktheid voor de rode-bos-miergroep | 5 | 5 | 5 |
| Groote verjongingseenheden | 5 | 8 | 8 |
| Kosten | 6 | 7 | 7 |
| Productie zaaghout | 6 | 5 | 3 |

Bij de criteria van prioriteit 2 scoort alternatief B beter voor de 'groote van de verjongingseenheden' en 'kostenniveau' en slechter voor het criterium 'zaaghout-productie' dan alternatief A. Wanneer het criterium 'zaaghout-productie' niet aanzienlijk hoger wordt gewaardeerd dan de andere twee criteria is doeltypen B het beste alternatief.

Bepaling scores:

- financieel resultaat: het maximale financiële resultaat is 300 gld/ha/jr, het minimale resultaat is 0 gld/ha/jr. Uitgezet op een schaal van 0-10 betekent dit dat +175 gld (58% van 300) gelijk staat aan 6 en +125 gld gelijk aan 4;
- boomklevergroep: alle doeltypen vallen in de categorie licht naaldhout; doeltypen A heeft weinig dood hout, B en C meer dan 10 stammen per ha; de gemiddelde diameter in de boomfase is kleiner dan 40 cm; daardoor resulteert voor A een habitat-index van 0,3 (score 3 op een schaal van 0-10) en voor B en C een index van 0,5 (score 5);
- boomsoortensam.: doeltypen A: 0,25 voor grove den + 0,05 voor inl. eik en berk (totaal 0,3); doeltypen B: 0,25 voor grove den, 0,20 voor inl. eik en 0,05 voor berk (totaal 0,5); doeltypen C: 0,25 voor grove den, 0,15 inl. eik en 0,15 berk (totaal 0,6);
- rode-bosmiergroep: alle drie doeltypen hebben weinig open plekken en veel lichtboomsoorten (geeft index 0,5);
- verjongingseenheden: rechtstreeks af te lezen uit tabel 3 (in hoofdstuk 4);
- productie zaaghout: zie voorbeeld berekening financieel resultaat en de maxima en minima hiervoor;
- kosten: idem.

5.3 De keuze tussen beheersmaatregelen

5.3.1 Inleiding

In § 5.2 (de strategische beheersplanning) is de keuze voor het doeltypen gemaakt. Hier wordt de keuze voor een bepaalde beheersmaatregel uitgewerkt. Er zijn zoals in de inleiding aangegeven twee manieren om de evaluatiemethode toe te passen. Deze beide manieren worden besproken in § 5.3.2 en § 5.3.3.

5.3.2 Beoordeling met doelcriteria als evaluatiecriteria

Uitgangspunt van deze methode is dat verschillende beheersmaatregelen leiden tot andere terreinsituaties over 5 of 10 jaar. De vraag is nu welke van deze terreinsituaties het beste aansluit bij de doelcriteria (en daarmee bij de doelstelling) in relatie tot de middelen die ingezet moeten worden om die terreinsituatie te realiseren.

De doelcriteria voor de eigenaar van bosbedrijf Y zijn in dit voorbeeld de dunningsopbrengsten (gld/ha/jr), het 'aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten' (% grondvlak) en de waardebijgroei (gld/ha/jr).

Dunningsopbrengsten: >100 gld/ha/jr
 Natuur: een zo groot mogelijk 'aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten'
 Waardebijgroei: > 75 gld/ha/jr

Stel: de huidige situatie van de opstand is de jonge boomfase met 70% grove den, 15% zomereik en 15% Amerikaanse eik. De drie verschillende beheersmaatregelen zijn niet-selectieve hoogdunning (X), selectieve hoogdunning gericht op het verminderen van het aandeel Amerikaanse eik (Y) en selectieve hoogdunning gericht op het bevoordelen van het aandeel inlandse eik (Z).

Tabel 39. Effecten van de drie alternatieve beheersmaatregelen (X, Y en Z)

| | BEHEERSMAATREGELEN | | |
|---------------------|---|--|--|
| | X | Y | Z |
| Situatie over 10 jr | 70% grove den, 10% inl. eik, 20% A. eik | 75% grove den, 20% inl. eik, 5% A. eik | 65% grove den, 30% inl. eik, 5% A. eik |
| Dunningsopbrengsten | 125 | 100 | 140 |
| Waardebijgroei | 125 | 100 | 80 |

De maximale dunningsopbrengsten en de maximale waardebijgroei voor deze opstand zijn beide 200 gld/ha/jr.

Tabel 40. De beoordeling van de beheersmaatregelen op een schaal van 0-10 voor de drie doelcriteria.

| DOELCRITERIA | BEHEERSMAATREGELEN | | |
|-------------------------------------|--------------------|---|---|
| | X | Y | Z |
| Dunningsopbrengsten | 6 | 5 | 7 |
| Waardebijgroei | 6 | 5 | 4 |
| Van nature thuishorende boomsoorten | 4 | 5 | 6 |

Beheersmaatregel Y valt in deze situatie vrijwel zeker af. Alleen wanneer de waardebijgroei hoog wordt gewaardeerd is maatregel Y beter dan Z maar in die situatie is maatregel X weer beter dan Y. Afhankelijk van de doelstelling is maatregel X (waardebijgroei hoog gewaardeerd) of alternatief Z (dunningsopbrengsten en aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten hoog gewaardeerd) beter.

5.3.3 Beoordeling met terreinkenmerken als evaluatiecriteria

Ook bij deze methode wordt gewerkt met het gegeven dat de verschillende beheersmaatregelen leiden tot verschillende terreinsituaties over 5 of 10 jaar. Bij deze methode worden deze verschillende terreinsituaties direct geëvalueerd met de terreinkenmerken. Naast de drie doelcriteria uit § 5.3.2 wordt ook het criterium 'geschiktheid voor de boomklevergroep' toegepast. Uit de gekozen doelcriteria worden daartoe de volgende relevante terreinkenmerken en hun gewenste ontwikkeling afgeleid:

- * aandeel grove den verlagen en aandeel zomereik en berk verhogen (van belang voor de doelcriteria 'aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten' en de 'geschiktheid voor de boomklevergroep');
- * de hoeveelheid dood hout verhogen (van belang voor de 'geschiktheid voor de boomklevergroep'. Waarbij voor de boomklevergroep 10 stammen dood hout dikker dan 20 cm de referentie is (zie § 4.4.5);
- * de dunningsopbrengsten zo hoog mogelijk (minimaal groter dan 100 gld/ha/jr);
- * de waardebijgroei zo hoog mogelijk (minimaal groter dan 75 gld/ha/jr).

Voor gegevens over de uitgangssituatie en de maatregelen zie § 5.3.2. Bij beheersmaatregel X en Y zijn na 5 jaar per ha 5 stammen door hout dikker dan 20 cm aanwezig en bij beheersmaatregel Y maar 2 stammen.

Tabel 41. De beoordeling van de beheersmaatregelen op een schaal van 0-10 met behulp van de terreinkenmerken.

| TERREINKENMERKEN | BEHEERSMAATREGELEN | | |
|------------------------|--------------------|----|----|
| | X | Y | Z |
| Aandeel grove den | -2 | -3 | -1 |
| Aandeel zomereik, berk | 3 | 2 | 1 |
| Hoeveelheid dood hout | 5 | 5 | 2 |
| Dunningsopbrengsten | 6 | 5 | 7 |
| Waardebijgroei | 6 | 5 | 4 |

Voor de berekening van de scores zie § 5.3.2. Maatregel Y valt af ten opzichte van maatregel X. De keuze voor maatregel X of Z hangt weer af van de doelstelling.

5.4 Evaluatie van de praktijktesten

De toepassing van de evaluatiemethode werd door de deelnemers (boseigenaren, beheerders en stafmedewerkers) aan de praktijktesten niet eenvoudig gevonden. Een deel van de boseigenaren en beheerders was van mening dat de methode op de gepresenteerde wijze voor hun moeilijk toepasbaar is in hun **dagelijkse** bedrijfsvoering. De stafmedewerkers konden duidelijk beter omgaan met de methode.

Hieruit wordt nog eens het belang duidelijk (zoals ook in § 2.2 gesteld) dat een beslissing op het juiste organisatieniveau wordt neergelegd. Een beheerder van een bosgebied of een eigenaar die als zodanig in het terrein denkt en functioneert, moet zich niet met complexe afwegingen van doelen, doelcriteria en te realiseren terreinkenmerken bezighouden, maar met de realisatie van de terreinkenmerken. De deelnemers die de probleemstelling voor de methode kenden (de problematiek van de huidige situatie van de doelstellingen- en maatregelen keuze), konden duidelijk beter met de methode werken.

Na soms enige discussie bleek dat de deelnemers zich steeds goed konden vinden in de rangvolgorde van de verschillende doeltypen of beheersmaatregelen die de evaluatiemethode aangaf. Het merendeel van de deelnemers aan de praktijktesten gaf aan dat de evaluatiemethode volgens hun tot objectievere beslissingen leidt, en bij een beperkt aantal doelcriteria leidt tot een duidelijk inzicht in het keuzeproces en de consequenties van keuzen. Door toepassing van de methodiek wordt duidelijk waar precies de discussiepunten liggen. Op onderdelen was er bij de stafmedewerkers nog discussie over de juistheid van de uitwerking van de methodiek. Deze punten zijn in dit rapport aangepast of verder onderbouwd.

In de test werd verder duidelijk dat er een sterke samenhang tussen veel terreinkenmerken is. Duidelijk is dat bijvoorbeeld bij de terreinkenmerken boomsoortensamenstelling en aandeel gemengd bos, diameterverdeling en de aanwezigheid van oude/dikke bomen en open plekken, open bos en kroonbedekkingspercentages. Het gebruik van de methode veronderstelt een goed inzicht in de samenhang tussen de verschillende terreinkenmerken (en daarmee inzicht in het functioneren van het boscossysteem), bijvoorbeeld de relatie tussen het kroonbedekkingspercentage en de bedekking van de struiklaag.

6. CONCLUSIES

Het blijkt mogelijk om, met behulp van de in voorgaande projecten ontwikkelde methode om doelen operationeel te maken, de natuurfunctie voor multifunctionele bossen te concretiseren voor bosbeheersbeslissingen. Daartoe is in deze studie een beschrijvend en deels verklarend model ontwikkeld. De uitwerking binnen deze studie sluit aan bij de Ecosysteemvisie Bos en kan gezien worden als een uitwerking of aanvulling voor het multifunctionele bos. Door de uitwerking van de natuurfunctie is in dit rapport een verdere stap gezet naar een evaluatiemethode voor de verschillende bosbeheersbeslissingen binnen multifunctioneel bos.

Er blijken voor de natuurfunctie in multifunctionele bossen een groot aantal doelcriteria (de eerste afgeleide, meetbare criteria voor een bepaald aspect van functie) van belang te zijn. In deze studie zijn er 20 beschreven. De doelcriteria voor de ingangen natuurlijkheid en kenmerkendheid zijn kenmerken van de bosstructuur of -samenstelling van het ongestoorde, zich spontaan ontwikkelende en voor de betreffende standplaats kenmerkende bos. De beschreven doelcriteria zijn: 'het aandeel spontaan gevestigde bomen', 'de hoeveelheid staand en liggend dood hout', 'het ongestoord zijn van de bosbodem', 'het aandeel ter plekke van nature thuishorende boomsoorten', 'de grootte van de verjongingseenheden', 'het voorkomen van de bosontwikkelingsfasen' en 'het aantal oude en aftakelende bomen'. Voor de ingang verscheidenheid (of biodiversiteit) betreffen de doelcriteria de geschiktheid voor bepaalde soortengroepen planten en dieren. Door soortengroepen te nemen is de systematiek minder afhankelijk van één soort die door specifieke omstandigheden niet aanwezig is (bijvoorbeeld een strenge winter), dus minder afhankelijk van toeval. Als maat is gestreefd naar de (waarschijnlijke) dichtheid van een aantal indicatorsoorten voor de betreffende soortengroep. Als indicatorsoorten zijn zogenaamde tussensoorten gebruikt, niet de algemene soorten maar ook niet de zeldzame soorten. De soorten(groepen) zijn zo gekozen dat hoe meer soorten(groepen) er aanwezig zijn hoe groter de soortenrijkdom. Bij de keuze van de soorten(groepen) zijn ook de (inter)nationaal zeldzame of de bedreigde soorten van belang. De doelcriteria zijn de geschiktheid voor de boompieper-, de tuinfluiter, de grote-bonte-specht-, de boomklever-, de zwarte-mees-, de rosse-woelmuis-, de eekhoorn-, de vleermuis-, de bosdagvlinder-, de rode-bosmier-, de dood-houtkever- en de bosreptielgroep en de ontwikkeling van de bosflora. Het merendeel van de beschreven doelcriteria bleek meetbaar te definiëren. Voor een aantal doelcriteria bleek dat in deze studie echter niet mogelijk te zijn. In totaal zijn 14 terreinkenmerken gedefinieerd (meetbare en beïnvloedbare kenmerken van de structuur en samenstelling van het bos) die bepalend zijn voor de 20 doelcriteria. Allen konden meetbaar worden gedefinieerd. In tabel 35 is een overzicht gegeven van de doelcriteria-terreinkenmerk-relaties. Gemeten aan het aantal doelcriteria waarvoor een bepaald terreinkenmerk van belang is, bleken bij deze studie de boomsoortensamenstelling, het voorkomen van de verschillende bosontwikkelingsfasen, de diameterverdeling van de bomen (onder andere samenhangend met de leeftijd), de aanwezigheid van open

plekken, de bedekking van de struiklaag en de aanwezigheid van dood hout de belangrijkste terreinkenmerken voor de natuurfunctie binnen multifunctioneel bos.

Het belang dat toegekend wordt aan de verschillende doelcriteria is afhankelijk van de visie op natuur en daarmee subjectief (zie hoofdstuk 3). De specifieke invulling die een beheerende organisatie geeft aan de natuurfunctie (door de keuze van de doelcriteria) bepaalt de meest relevante terreinkenmerken voor die organisatie. Bijvoorbeeld de doelcriteria 'geschiktheid voor de boomklevergroep' en 'aanwezigheid van oude/dikke bomen' leiden tot de terreinkenmerken boomsoortensamenstelling (hier voornamelijk het aandeel loofhout), aantal dikke bomen, hoeveelheid dood hout en de bosontwikkelingsfase/diameterverdeling. De keuze voor deze doelcriteria stuurt in de richting van een oud loofbos met veel dood hout met vaak een gesloten karakter. Terwijl bij de keuze voor de doelcriteria 'geschiktheid voor de boompiepergroep', 'geschiktheid voor de bosdagvlinders', 'oppervlakteverdeling bosontwikkelingsfasen' en de 'geschiktheid voor de rode bosmiergroep' de terreinkenmerken hoeveelheid open plekken en de kroonbedekking belangrijk zijn. De keuze voor deze doelcriteria stuurt in de richting van een open bos met veel open plekken of veel lichtboomsoorten (zie verder hoofdstuk 4).

Bij het concretiseren van de natuurfunctie binnen de bosbeheersplanning blijkt een deel van de informatie subjectief te zijn, namelijk:

- de waardering van de verschillende doelcriteria;
- de keuze van de referentie voor de doelcriteria voor de natuurfunctie (deze is afhankelijk van de aangehouden visie op natuur).

Het bestuur van een bosbedrijf zal, voordat binnen de bosbeheersplanning de doelstellingen uitgewerkt kunnen worden naar het te voeren beheer, zich duidelijk uit moeten spreken over de waardering van de verschillende functies en doelcriteria en de daarbij te hanteren referenties.

Voor de natuurfunctie binnen multifunctionele bossen zijn een aantal terreinkenmerken van belang die ook relevant zijn voor de houtproductie- en recreatiefunctie van bossen, bijvoorbeeld de boomsoortensamenstelling, het gemengd of ongemengd zijn van bossen, de bedekking van de struiketage en de hoeveelheid open plekken. Daardoor wordt het mogelijk de relatie (de uitruil) tussen deze functies te bepalen. Door de functies en doelcriteria voor de natuurfunctie uit te werken in terreinkenmerken kan ook een relatie worden gelegd met beheersmaatregelen en daardoor met kosten en opbrengsten van dat beheer (de benodigde produktiemiddelen). Voor een deel van de doelcriteria is een directe relatie met de middelen te leggen, voor andere kan dat alleen door doeltypen (geïntegreerde beschrijving van de terreinkenmerken in de doelsituatie) samen te stellen en daar de bedrijfseconomische consequenties van te bepalen.

Voor een nauwkeurige uitwerking van het verklarende deel van het model, vooral daar waar het gaat om de relaties tussen de dichtheden aan soortengroepen fauna en flora en de verschillende terreinkenmerken, zijn er voor een flink aantal onderdelen nog weinig gegevens voorhanden gebaseerd op (wetenschappelijk) onderzoek. Een verdere invulling en validering van het beschrijvende en verklarende deel van het model is daarom nodig. Van bepaalde onderdelen van het boscossysteem weten we redelijk veel, bijvoor-

beeld over de invloed van het bosbeheer op de bosbroedvogels en over de boomsoortensamenstelling van de potentieel natuurlijke vegetatie. Van andere onderdelen is veel minder bekend, bijvoorbeeld van de invloed van het bosbeheer op de ontwikkeling van de bosflora. Daardoor is de uitwerking van veel onderdelen in belangrijke mate veronderstellend. Verder onderzoek zal deze relaties uit moeten werken. Voor een aantal soortengroepen bleek door te weinig gegevens het (nog) niet mogelijk om de geschiktheid kwantitatief te onderbouwen met potentiële dichtheidscijfers, namelijk de bosflora, doodhoutkevers, de bosdagvlinders, de bosreptielen en deels de kleine zoogdieren. Daardoor was het niet mogelijk om direct een kwantitatieve schaalindeling voor alle doelcriteria te ontwikkelen. Door het toekennen van relatieve gewichten aan bepaalde klassen is toch een aanzet daartoe gegeven.

De toepassing van de systematiek wordt snel complex door het grote aantal variabelen (doelcriteria en terreinkenmerken). Het beperken van het aantal door het bestuur van het bosbedrijf gewenste doelcriteria is daarom van belang. In de (beperkte) testfase van deze studie is verder nogmaals het belang gebleken dat voor elk beslissingsniveau binnen het bosbeheer relevante en beïnvloedbare doelen worden gesteld (zie hoofdstuk 5).

In de test werd duidelijk dat er een sterke samenhang tussen veel terreinkenmerken is. Duidelijk is dat bijvoorbeeld bij de terreinkenmerken boomsoortensamenstelling en aandeel gemengd bos, diameterverdeling en de aanwezigheid van oude/dikke bomen en open plekken, open bos en kroonbedekkingspercentages. Het gebruik van de systematiek veronderstelt een goed inzicht in de samenhang tussen de verschillende terreinkenmerken (en daarmee inzicht in het functioneren van het boscossysteem), bijvoorbeeld de relatie tussen het kroonbedekkingspercentage en de bedekking van de struiklaag.

Door de koppeling van een concreet uitgewerkte natuurfunctie aan evaluatiemethoden als kosten/effectiviteits-analyse en multicriteria analyse kan de natuurfunctie concreter en objectiever meegenomen worden bij de verschillende bosbeheersbeslissingen. De keuze c.q. afweging van alternatieve doel-situaties, beheersvormen en beheersmaatregelen voor het bosbeheer kan daarmee beter onderbouwd worden (zie hoofdstuk 2). In de diverse natuurevaluaties zoals die in het verleden en op dit moment gebeuren worden tientallen criteria gebruikt, waarbij de structuur binnen en de samenhang tussen de criteria niet duidelijk is. Dit kan tot foutieve afwegingen leiden.

Eén van de voordelen van het operationaliseren van de doelstelling volgens de in dit rapport gevolgde methode is dat een aantal duidelijke stappen is te onderscheiden. Daardoor wordt het besluitvormingsproces helderder. In de beperkte praktijktoets (zie hoofdstuk 5) was de rangvolgorde volgens de in deze studie ontwikkelde evaluatiemethode van de alternatieve beheersvormen of maatregelen voor de deelnemers (beheerders, eigenaren, stafmedewerkers) achteraf helder en verklaarbaar.

Door toepassing van de methodiek wordt verder een meer doelgerichte sturing van het beheer mogelijk en daardoor een efficiëntere inzet van de beschikbare financiële en personele middelen. Voor de verschillende beslissingsniveaus binnen het bosbeheer (bijvoorbeeld bestuurder, manager, beheerder en uitvoerder) zijn meetbare doel- en taakstellingen aan te geven (zie hoofdstuk 2). De beperkte ervaringen met de eerste toepassingen van alleen het algemene beschrijvende deel van het model voor alle bosfuncties binnen de beheers-

planning van Staatsbosbeheer (zie Staatsbosbeheer, 1992) en onder andere de beheersplannen voor het Speulder- en Sprielderbos en Nunspeet bevestigen de positieve invloed op de doelgerichtheid en de evalueerbaarheid van de plannen.



Foto 15. Het resultaat van deze studie is een methode om een meer objectieve vergelijking van de "natuurwaarde" van verschillende bostypen te maken.

7. AANBEVELINGEN

Het bestuur of de eigenaar van een bosbeherende organisatie moet een duidelijke keuze maken welke doelcriteria in welke mate van belang zijn en welke referentie voor de natuurfunctie wordt gehanteerd (de subjectieve informatie). Bij dat kiezen is het van belang dat een beperkt aantal doelcriteria worden gekozen, anders wordt het planningsproces snel onoverzichtelijk. Wanneer het bestuur deze keuze niet maakt, wordt de beheerder van het bos opgezadeld met keuzes die hij eigenlijk niet kan maken en die zijn functioneren sterk bemoeilijken.

Het is voor de toepassing van deze methodiek (en voor de toepassing operationalisering van doelen in zijn algemeenheid) belangrijk dat voor de verschillende beslissingsniveaus binnen organisaties de relevante en beïnvloedbare beslissingsvariabelen worden aangegeven en dat er een duidelijke structuur in deze variabelen zit. Dit betekent bijvoorbeeld dat een beheerder werkt met terreinkenmerken, het bestuur en management van een organisatie met doelcriteria en functies, en de uitvoerder met maatregelen. Op dit moment is dat vaak niet het geval.

De discussie binnen en buiten bosbedrijven over de mogelijkheden van het combineren (verweven) van de verschillende bosfuncties is alleen maar te beantwoorden als de verschillende bosfuncties binnen eenzelfde structuur zijn uitgewerkt. Voor de natuurfunctie is nu een eerste stap gezet, voor de recreatiefunctie is dit gaande, voor de houtproductie (vooral de kwalitatieve aspecten) moet dit nog gebeuren. Dit is vooral belangrijk nu de multifunctionele betekenis van bossen door de toenemende maatschappelijke vraag naar natuur en recreatie steeds groter wordt. Eenzelfde redenering geldt voor de bepaling van de betekenis van de verschillende bosbeheersvormen en voor de bepaling van de doelmatigheid van het bosbeheer, zonder operationeel gemaakte bosfuncties zijn deze vragen niet te beantwoorden. Een verdere uitwerking van de verschillende bosfuncties en de wetenschappelijke en praktische toetsing daarvan is daarom nodig.

Onderzoek gericht op een verdere invulling en validering van het beschrijvende en verklarende deel van het in deze studie ontwikkelde model is nodig. Ook beherende organisaties die een dergelijk model gaan toepassen, moeten continu het model blijven evalueren op zijn juistheid in de betreffende situatie. Daarbij moet ook aandacht worden besteed aan de samenhang tussen de doelcriteria, de samenhang tussen de terreinkenmerken, de koppeling met de maatregelen en kosten, en de koppeling met de andere bosfuncties. Het bosecologisch en beheerstechnisch onderzoek moet zich voor de planning en sturing van het beheer meer gaan richten op het bepalen van de korte en lange termijn effecten c.q. de invloed van het bosbeheer op de voor de natuurfunctie van belang zijnde doelcriteria en terreinkenmerken.

LITERATUUR

- Adriani, M.J. & E. van der Maarel, 1968. Voorne in de branding. Oostvoorne, Stichting wetenschappelijk duinonderzoek.
- Albrecht, L., 1991. Die bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110 (2): 106-113.
- Ammer, U., 1991. Konsequenzen aus den Ergebnissen der Totholzforschung für die Forstlichenpraxis. Forstwissenschaftliches Centralblatt 110 (2): 149-157.
- Milieu-effectrapportage Waterwinning Zuid-Kennemerland, 1981. Bijlagen deel 2. Rijswijk, Ministerie van CRM.
- Apeldoorn, R.C. van, 1990. Ecologie van de eekhoorn (*Sciurus vulgaris*). Stichting Vrijwillig Natuur- en Landschapsbeheer Noord-Holland. Nieuwsbrief nr. 13: 4-8.
- Apeldoorn, R.C. van, W.T. Oostenbrink, A. van Winden & F.F. van der Zee, 1992. Effects of habitat fragmentation on the bank vole *Clethrionomys glareolus*, in an agricultural landscape.
- Baren, B. van en P. Hilgen, 1984. Structuur en dynamiek in La Tillaie, een ongestoord beukenbos in het bosgebied van Fontainebleau. Leersum, RIN-rapport, 112 p.
- Barkman, J.J., 1983. De betekenis van dood hout voor mossen en korstmossen. Nederlands Bosbouw tijdschrift 55 (2/3): 65-70.
- Barkman, J.J., A.E. Jansen & B.W.L. de Vries, 1983. De betekenis van dood hout voor mossen en korstmossen. Nederlands Bosbouw tijdschrift 55 (2/3): 57-64.
- Bastiaens, H., J. Bruggenkamp en G. Derkman, 1980. Vergelijkend ecologisch onderzoek op kapvlakten van verschillende grootte. Wageningen, Landbouwhogeschool. 219 p.
- Bergmans, W. en A. Zuiderwijk, 1986. Atlas van de Nederlandse amfibieën en reptielen en hun bedreiging. Vijfde herpetogeografisch verslag. Hoogwoud, Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging.
- Biesterfeldt, R.C. & S.G. Boyce, 1978. Systematic Approach to Multiple-Use Management. Journal of Forestry 76 (6): 342-345.
- Bink, F., Dirkse, G. en Londo, G., 1978. Verslag van een studiereis naar Polen in 1977. Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer. 26 p.
- Bink, F., 1992. Ecologische Atlas van de dagvlinders van Noordwest-Europa. Haarlem, Schuyt, 512 p.
- Bos, J.M. van den, 1985. Structuuronderzoek in natuurbos van Bialowieza. Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer. 49 p.
- Bos, J. & H.J. Hekhuis, 1991. Beheersplanning bos met meervoudige functie vervulling: doeloperationalisering en technische productiefuncties. Wageningen, De Dorschkamp Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer, Rapport nr. 671, 73 pp.
- Bos, J. & H.J. Hekhuis (1994). Sustainability in forest management planning. In: H.N. van Lier, C.F. Jaarsma, C.R. Jurgens & A.J. de Buck. Sustainable land use planning. Proceedings of an International Workshop in Wageningen. ISOMUL. Amsterdam, Elsevier. p.179-189.
- Bowes, M.D. & J.V. Krutilla, 1989. Multiple-Use Management: The Economics of public Forestlands. Washington D.C. Resources for the Future. 357 p.
- Brink, ten B.J.E. & S.H. Hosper, 1989. Naar toetsbare ecologische doelstellingen
-

- voor het waterbeheer: de AMOEBE-benadering. *H₂O* 22 (20): 612-617.
- Broekhuizen, S. 1991. De betekenis van het Nederlandse bos voor boombewonende zoogdieren: eekhoorn en boommarter. *Nederlands Bosbouw* tijdschrift 63 (11/12): 341-347.
- Broekhuizen, S., B. Hoekstra, V. van Laar, C. Smeenk en J.B.M. Thissen, 1992. Atlas van de Nederlandse zoogdieren. Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging Utrecht. Contactgroep zoogdiereninventarisaties Arnhem.
- Burggraaff, M. L. van Deijl, H.A. Meester-Broertjes & A.H.P. Stumpel, 1979. Milieukartering. Wageningen, PUDOC.
- Bijlsma, R.G., 1990a. Broedvogels van Roggebotzand, Reve-abbert, Spijk-Bremerberg en Harderbos (Oostelijk Flevoland) in 1989. Beek-Ubbergen, SOVON, Rapport 90/05.
- Bijlsma, R.G. 1990 Broedvogels van het Kuinderbos in 1990. Beek-Ubbergen, SOVON, Rapport 90/16.
- Corbet, G.B. & S. Harris, 1991. The handbook of British mammals. Oxford, Blackwell. 588 p.
- Derkman, G.F.M. & H.G.J.M. Koop, 1977. Structuur en verjonging van een oerbos. Wageningen, Landbouwhogeschool, rapport, 74 p.
- Dietz F.J, W.J.M. Heijman & E.P. Kroese, 1988. Micro-economie. Leiden, Stenfert Kroese.
- Dekker A., P. Opdam & J. Kalkhoven, 1982. Kwantitatief onderzoek naar de samenhang tussen avifauna en vegetatie in dennenbossen bij Amerongen. Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer. 71 p.
- Dirkse, G.M., 1987. De natuurfunctie van het Nederlandse bos. Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer. 217 p.
- Dirkse, G.M. & D.C.P. Thalen, 1987. De "natuurfunctie" van het Nederlandse bos, enkele resultaten van de Vierde Bosstatistiek. *Nederlands Bosbouw* tijdschrift 59 (4): 116-127.
- Dirkse, G.M., 1993. Bostypen in Nederland. Utrecht, Stichting Uitgeverij Koninklijke Nederlandse Natuurhistorische Vereniging, 166 p.
- Doorn, J. van & F. van Vught, 1978. Planning; methoden en technieken voor beleidsondersteuning. Assen/Amsterdam, Van Gorcum, 243 p.
- Dorp, D. van, 1991. Over vogels, bessen en bossen. *Nederlands Bosbouw* tijdschrift 63 (??): 335-340.
- Eggenhuizen, T. 1990. Broedvogels van Mastbosch, Ulvenhoutse Bos en Strijbeekse Heide/Goudberg in 1989. Beek-Ubbergen, SOVON, Rapport 90/08.
- Everts, F.H., N.P.J. de Vries & H.A. Udo de Haes, 1982. Een landelijk systeem van Ecotooptypen. Leiden, Centrum voor milieukunde, Rijksuniversiteit, Medelingen no. 8.
- Falinski, J.B., 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests: ecological studies in Bialowieza forest. Dordrecht, Junk, 537 p.
- Ganzevles, W., F. Hustings, F. Schepers, J. Ubbels & W. Vergoossen, 1985. Vogels in Limburg. Maastricht, Natuurhistorisch Genootschap in Limburg, Reeks 45, aflevering 5-15.
- Glutz von Blotzheim, U.N., G. Niethammer & K.M. Bauer, 1991. Handbuch der Vögel Mitteleuropas. Band 12 II. Passeriformes (3. Teil) Sylviidae. Wiesbaden, Akademischer Verlagsgesellschaft.
- Gordon, B. & S. Harris, 1991. The Handbook of British Mammals. Oxford, Blackwell Scientific Publications. Oxford, 3e druk.

- Graaf, R.M., D.P. Snyder & B.J. Hill, 1991. Small habitat associations in pole timber and sawtimber stands of four cover types. *Forest Ecology and Management* 46: 227-242.
- Harms, W.B., 1987. Ecologische infrastructuur in de Randstad. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de Bos- en Landschapsbouw "De Dorschkamp", Rapport nr. 484. Deel D: Bijlagen.
- Harms, W.B. & J.T.R. Kalkhoven, 1979. Landschapsoecologie en Natuurbehoud in Midden-Brabant. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw 'De Dorschkamp', Rapport no. 208.
- Hees, A.F.M. van (red.), 1978. Bosbeheer, vegetatie en avifauna in enkele bosgebieden in Midden-Brabant. Wageningen, Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapsbouw 'De Dorschkamp', Rapport nr. 159.
- Helmer, W. 1982. Vleermuizen, in het bijzonder boomholte bewonende vleermuizen in een bosgebied bij Nijmegen. Nijmegen, Katholieke Universiteit, Zoologisch Laboratorium, afdeling Dieroecologie.
- Helmer, W. 1987. Een onderzoek naar het voorkomen van vleermuizen in 25 bosgebieden in Nederland. Utrecht, Staatsbosbeheer, dienstvak Terreinbeheer, afdeling Flora en Fauna. 114 p.
- Hermly, M., 1992. Natuurbeheer. Brugge, Van de Wieke. 224 p.
- Hermly, M., P. van den Brecht en G. Tack. Effects on Site History on Woodland Vegetation. In: M.E.A. Broekmeyer, W. Vos & H. Koop, 1993. *European Forest Reserves. Proceedings of the E.F.R. Workshop*. Wageningen, Pudoc. 306 p.
- Hijerman, T. & H. Turin, 1989. Carabid fauna of some types of forest in the Netherlands (Coleoptera: Carabidae). *Tijdschrift voor Entomologie* 132: 241-250.
- Houtzagers, G., 1956. Houtteelt der gematigde luchtstreek. Zwolle, Tjeenk Willink.
- Huber, J., 1990. De Neushoornkever. *De Jager* (4): 107.
- Hustings, F. 1990. Broedvogels van het Savelsbos en Bunderbos in 1990. Beek-Ubbergen, SOVON, Rapport 90/13.
- Janse, C.J. & J.J. Kessler, 1981. Onderzoek naar de broedvogelbevolking en haar samenhang met de vegetatiestructuur. Leiden Rijksuniversiteit, Vakgroep Oecologie/Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, Doctoraalscriptie.
- Kalkhoven, J.T.R., Stumpel, A.H.P. & Stumpel-Rienks, S.E., 1976. Landelijke milieukartering. Den Haag, Staatsuitgeverij.
- Keuning, D. & D.J. Eppink, 1987. Management en organisatie; theorie en toepassing. Leiden/Antwerpen, Stenfert Kroese, 517 p.
- Komdeur, J. & J.P.M. Vestjens, 1983. De betekenis van dood hout voor de avifauna. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 55 (2/3): 86-90.
- Koop, H., 1981a. Vegetatiestructuur en dynamiek van twee natuurlijke bossen: het Neuenburger en Hasbrucher Urwald. Wageningen, Pudoc, Verslagen van Landbouwkundige onderzoekingen 904. 112 p.
- Koop, H., 1981b. De schaal van spontane ontwikkelingen in het bos. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 53 (3): 82-90.
- Koop, H., 1983. De rol van dood hout in het proces van de bodemvorming. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 55 (2/3): 51-56.
- Koop, H. & P. Hilgen, 1987. Forest dynamics and regeneration mosaic shifts in unexploited beech (*Fagus sylvatica*) stands at Fontainebleau (France). *Forest Ecology and Management* 20: 135-150.
-

- Koop, H., 1933. Ecosystemvisie Bos: Natuurbosreferenties. Nederlands Bosbouwtijschrift 65 (5): 227-236.
- Krieken, J. & H.C. Pijpers, 1982. Het vliegend hert (*Lucanus cervus*) in Nederland. Nieuwsbrief European Invertebrate Survey-Nederland 12: 35-43.
- Kuper, J.H., 1987. Enige beheersconsequenties van functietoekenningen in een Veluws bosgebied. Nederlands Bosbouwtijschrift 58 (1/2): 12-20.
- Kwak, R.G.M., L.A.F. Reyrink, P.F.M. Opdam & W. Vos, 1988. Broedvogeldistricten van Nederland: een ruimtelijke visie op de Nederlandse avifauna. Wageningen, Pudoc.
- Lange, R., A. van Winden, P. Twisk, 1986. Zoogdieren van de Benelux. 192 p.
- Lans, H. van der, 1976. Over zomergroene loofwouden van het Nederlands klimaatgebied. Groningen, Rijksuniversiteit en Wageningen, Landbouwhogeschool, Doctoraalverslag.
- Leibundgut, H., 1966. Die Waldpflege. Bern, Haupt. 192 p.
- Lensink, R. 1990. Broedvogels in het Hart van Gelderland. Een kwantitatieve beschrijving van de broedvogelbevolking 1976-89. Deel I. Methoden en samenvatting. Arnhem, Vogelwerkgroep Arnhem e.o.
- LNV, 1990. Het gemeentelijk bosbedrijf tussen opdracht en beoordeling. Utrecht, LNV, Directie Bos- en Landschapsbouw, Rapport nr 1990-8. 34 p.
- Londo, G. 1991 Natuurtechnisch bosbeheer. Natuurbeheer in Nederland. Deel 4. Pudoc Wageningen.
- Maarel, E. Van der & P.L. Dauvellier, 1978. Naar een Globaal Ecologisch Model voor de ruimtelijke ontwikkeling van Nederland. 's-Gravenhage, Staatsuitgeverij.
- Mabelis, A., 1979. Wood ant wars. Neth. J. Zool. 29 (4): 451-620.
- Mabelis, A., 1983a. De verspreiding van rode bosmieren. Bosbouwvoorlichting 22 (1): 6-8.
- Mabelis, A., 1983b. De betekenis van dood hout voor ongewervelde dieren. Nederlands Bosbouwtijschrift 55 (2/3): 78-85.
- Mabelis, A., 1986. Why do queens fly? (Hymenoptera, Formicidae). Amsterdam, Proceedings 3rd. Eur. Congress of Entomol., p. 461-464.
- Mabelis, A., 1987. Mieren als toetssoorten voor het beheer van natuurgebieden. Bosbouwvoorlichting, 26 (11): 6-8.
- Mabelis, A. & M. Soesbergen, 1989. Verspreiding van rode bosmieren in relatie tot de grootte en isolatie van hun woongebieden. In: W.N. Ellis (ed.), Insektenfauna en Natuurbeheer. Wetenschappelijke Mededeling KNNV nr. 192, p. 49-52.
- Mabelis, A., 1991. Relatie tussen het bos en zijn mini-fauna. Nederlands Bosbouwtijschrift 63 (11/12): 326-334.
- Mabelis, A. (in druk). Wood ants in fragmented woodlands. Proceeding 4th. European Congress of Entomol., Gödöllo.
- Made, J.G. van & W.H.J.M. Geraedts, 1982. Dagvlinders. Dag vlinders? Natuurbehoud (2): 36-38
- Maes, N., T. van Vuure & G. Prins, 1992. Inheemse bomen en struiken in Nederland. Stichting Kritisch Bosbeheer. Utrecht, Directie Bos- en Landschapsbouw, 106 p.
- Mattson, L. & D.P. S-dal (eds.), 1989. Multiple-use of forest - economics and policy. Proceedings of the Conference held in Oslo, Norway, May 1988. Scandinavian forest economics no. 30. 184 p.
- Margules, C.R. & M.B. Usher, 1981. Criteria used in assessing wildlife conservation potential: a review. Biological conservation, 21: 79-109.
-

- Meeuwissen, Th., 1993. Ecosysteemvisie bos: Het bestaande bos. *Nederlands Bosbouwtijschrift* 65 (5): 237-247.
- Miegroet, M. van, 1966. Van bomen en bossen. Antwerpen, Wetenschappelijke uitgeverij.
- Molenaar, J.G. de, 1985. De zoogdieren. In: *Bosbouw en energie: ecologische aspecten*. *Nederlands Bosbouwtijschrift* 54 (7/8): 245-247.
- Mulder, J. 1988. De vos in het Noord-hollands Duinreservaat. Deel 3: De vossenpopulatie. Bloemendaal, Provinciaal waterleidingbedrijf Noord-Holland, RIN-rapport 88/43.
- Niethammer, J. & F. Krap, 1978. *Handbuch der Säugetiere Europas*. Band 1 Nagetiere. Wiesbaden, Akademische Verlagsgesellschaft.
- Opdam, P. & G.J. van Bladeren, 1981. De vogelbevolking van beheerde en onbeheerde delen van het Forstamt Hasbruch (Oldenburgerland, BRD) in relatie tot de bosstructuur. Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer, rapport 81-2. 32 p.
- Opdam, P.F.M., J.T.R. Kalkhoven en J. Philippona, 1984. Verband tussen broedvogelgemeenschappen en begroeiing in een landschap bij Amerongen. Wageningen, Pudoc. 117 p.
- Opdam P.J. & A.J. Schotman, 1986. De betekenis van de structuur en beheer van bossen voor de vogelrijkdom. *Nederlands Bosbouwtijschrift* 58: 21-33
- Opdam, P., 1985. De avifauna. In: *Bosbouw en energie: ecologische aspecten*. *Nederlands Bosbouwtijschrift* 54 (7/8): 243-245.
- Osieck, E.R., 1986. Bedreigde karakteristieke vogels in Nederland. Zeist, Nederlandse Vereniging tot Bescherming van vogels.
- Over, H.J. z.j. De broedvogels der Nederlandse bossen. RIVON Intern rapport.
- Peterken, G.F., 1981. *Woodland conservation and management*. London, Chapman and Hall, 328 p.
- Pfarr, U. en J. Schrammel, 1991. Fichten-Totholz im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Forstschutz. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110 (2): 106-113.
- Ploeg, S.W. Van der, 1986 In: Usher, M.B., 1986. *Wildlife Conservation Evaluation*. Londen, Chapman and Hall. 394 p.
- Poutsma, J., 1991. Bos en reeën, wederzijdse beïnvloeding. *Nederlands Bosbouwtijschrift* 63 (11/12): 354-357.
- Quist, M. & M. Smaal, 1990. De zoogdieren van het Dwingelder Veld. *Natuurmonumenten/Natuur- , Milieu- en Faunabeheer*.
- Rackham, O., 1980. *Ancient Woodland; its history, vegetation and uses in England*. London, Arnold. 402 p.
- Ratcliffe, D.A. (ed.), 1977. *A nature conservation review*. Cambridge, Cambridge University Press.
- Rauh, J. en M. Schmitt, 1991. Methodik und Ergebnisse der Totholzforschung in Naturwaldreservaten. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110 (2): 128-134.
- Reuver, E. & F. van der Zee, 1984. Het biotoop van de boomarter (Martes martes) op de Veluwe. Arnhem, Rijksinstituut voor Natuurbeheer.
- Rijksinstituut voor Natuurbeheer, 1983. *Natuurbeheer in Nederland: Dieren*. Wageningen, Pudoc. 423 p.
- Saastamoinen, O., 1982. *Economics of multiple-use forestry in the Saariselkä forest and fell area*. Helsinki, Instituti Forestalis Fennia.
- Saastamoinen, O., S.G. Hultman, N. Elers-Koch & L. Mattson (eds.), 1984. *Multiple-use Forestry in the Scandinavian countries. Proceedings of the Scandinavian symposium held in Rovaniemi and Saariselkä, Finland, September*

- ber 1982. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 120. 142 p.
- Schaafsma, A.H., 1992. Effecten van een kleinschalig bosbeheer op de uitvoering en kosten van maatregelen. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 64 (5): 208-211
- Schotman, A., P. Opdam & C. ter Braak (in prep). Geografische variatie in bosvogelichtheden in Nederland.
- Sevenster, J., 1991. Opbrengstabellen voor belangrijke boomsoorten in Nederland. Werkgroep opbrengstabellen.
- Siepel, H., 1992. Bosgebonden fauna: een faunistische aanvulling op bosgemeenschappen. Arnhem, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek. 68 p.
- Siepel, H., F.A. Bink, S. Broekhuizen, R.J. Knijn & F.J. Niewold, 1993. De internationale betekenis van Nederland voor de fauna. Wageningen, Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek.
- Sierdsema, H. 1992. Natuur en natuurwaardering op de Veluwe. Staatsbosbeheer Regio Veluwe-Achterhoek, Rapport 78/9202. 46 p.
- Smit, A., 1992. De groene specht. *Gelders Landschap* 14 (3): 20-24.
- Smith, P.G.R & J.B Theberge, 1986. A Review of Criteria for Evaluating Natural Areas. *Environmental Management* 10 (6): 715-734.
- Soet, F. de, 1976. De waarden van de uiterwaarden. Wageningen, Pudoc, 89 p.
- Sparreboom, M., 1981. De amfibien en reptielen van Nederland, België en Luxemburg. Rotterdam, Balkema. 284 p.
- Staatsbosbeheer, 1990. Jaarrapportage Interne Kwaliteitsbeoordeling 1989.
- Staatsbosbeheer, 1992. Staat der terreinen plus. Intern rapport Staatsbosbeheer.
- Stichting Natuur en Milieu, 1974. Het kromme Rijnlandschap - Een ekologische visie.
- Stortelder, A.H.F. en P.W.F.M. Hommel, 1990. De bossen van de Utrechtse Heuvelrug. Classificatie van boscosecosystemen op basis van groeiplaats, boomsoort en ondergroei. Wageningen, Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer 'De Dorschkamp', Rapport 615. 144 p.
- Stumpel, A.H.P., 1985a Het beheer van reptielbiotopen. *De Levende Natuur* 86 (6): 212-218.
- Stumpel, A.H.P., 1985b Biometrical and ecological data from a Netherlands population of *Anguis fragilis* (Reptilia, Sauria, Anguidae). *Amphibia-Reptilia* 6 (2): 181-194.
- Stumpel, A.H.P., 1990. Kunstmatige biotopen kunnen zandhagedissen aantrekken. *Bosbouwvoorlichting* 29 (1/2): 6.
- Stumpel, A.H.P en C.F. van de Bund, 1991. Zandhagedissen (*Lacerta agilis*) in het nationale park De Hoge Veluwe; een oriënterend onderzoek naar hun terreingebruik en eierafzetting met behulp van transecten. Leersum, Rijksinstituut voor Natuurbeheer 91/21. 31 p.
- Tax, 1989. Atlas van de Nederlandse dagvlinders. Wageningen, Vlinderstichting, Wageningen, 's Graveland, Natuurmonumenten. 248 p.
- Teixeira, R.M., 1979. Atlas van de Nederlandse broedvogels. Natuurmonumenten. 's-Graveland.
- Tochterman, E., 1992. Neue biologische Fakten und Problematik der Hirschkäferförderung. *Allgemeine Forstzeitschrift* (6): 308-311.
- Tüxen, R., 1956. Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. *Angewandte Pflanzensoziologie* 13: 5-42.
- Turin, H. & Th. Heijerman, 1988. Ecological classification of forest dwelling Carabidae (Coleoptera) in The Netherlands. *Tijdschrift voor Entomologie* 131:

- 65-71.
- Turin, H., K. Alders, P.J. den Boer, S. van Essen, Th. Heijerman, W. Laane & E. Penterman, 1991. Ecological characterization of carabid species (Coleoptera, Carabidae) in the Netherlands from thirty years of pitfall sampling. *Tijdschrift voor Entomologie* 134: 279-304.
- USDA, 1988. Final Supplement to the Environmental Impact Statement for an Amendment to the Pacific Northwest Regional Guide. Spotted Owl Guidelines. USDA Forest Service Pacific Northwest Region.
- Usher, M.B., 1986. *Wildlife Conservation Evaluation*. Londen, Chapman and Hall. 394 p.
- Utschick, H., 1991. Beziehungen zwischen Totholzreichtum und Vogelwelt in Wirtschaftswäldern. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 110 (2): 139-148.
- Verkade, P. & A. Wientjes, 1986. Rode bosmieren in het Bergherbos. Leersum, Studentenverslag Rijksinstituut voor Natuurbeheer. 59 p.
- Vliet, F. van der, 1991. Zoogdieren in het Spanderswoud. *Zoogdier* 2 (4): 30.
- Vogel, R.L. 1990a. Broedvogels van de Boswachterij Garderen in 1990. Beek-Ubbergen, SOVON. Rapport 90/19.
- Vogel, R.L. 1990b. Broedvogels van de Boswachterij Appelscha in 1989. Beek-Ubbergen, SOVON. Rapport 90/01.
- Vogel, R.L. 1990c. Broedvogels van Boswachterij Gaasterland in 1989. SOVON Beek-Ubbergen, SOVON. Rapport 90/02.
- Vogel, R.L. 1991. Broedvogels van de Boswachterij Ugchelen-Hoenderloo in 1990. Beek-Ubbergen, SOVON. Rapport 91/01.
- Vogel, R.L. 1992. Broedvogels van het Zwolse bos in 1991. Beek-Ubbergen, SOVON. Rapport 92/12.
- Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek, 1979. Bosvogelinventarisatie Woold-Winterswijk 1978. Aalten. Bijlage 1.
- Voûte, A.M. 1983. De betekenis van holle bomen voor onze inheemse vleermuizen. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 55 (2/3): 91-99.
- Wauters, L.A. & A.A. Dhondt, 1988. The use of red squirrel (*Sciurus vulgaris*) dreys to estimate population density. *J. Zool. Londen* 214: 179-187.
- Vos, W., 1990. De huidige en toekomstige betekenis van het Ginkelse zand. Wageningen, De Dorschkamp Instituut voor Bosbouw en Groenbeheer. Rapport nr. 618. 104 p.
- Vuure, T. van 1985 Zoogdieren en bossen en wederzijdse invloeden. Wageningen, Pudoc.
- Werf, S. van der, 1983. De betekenis van dode bomen voor hogere planten. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 55 (2/3): 71-77.
- Werf, S. van der, 1991. Bosgemeenschappen. Serie Natuurbeheer in Nederland, DLO-Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek, Wageningen, Pudoc. 375 p.
- Werkgroep GRAN, 1973. Biologische kartering en evaluatie van de groene ruimte in het gebied van de Stadsgewesten Arnhem en Nijmegen. Nijmegen, Katholieke Universiteit, afdeling Geobotanie.
- Werkgroep Kosten/baten-analyse Amerongse Berg, 1979.
- Werkgroep Methodologie, 1983. Landinrichtingsstudie Midden-Brabant.
- Westhoff, V. & A.J. Den Held, 1969. *Plantengemeenschappen in Nederland*. Zutphen, Thieme.
- Wieren, S. van, 1991. Van beesten, bossen en mensen. *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 63 (11/12): 348-353.
- Wirdum, G. van, J.J. Bakker & S.G. Nooteboom, 1991. *Natuurkentallen: een verkenning*. Amersfoort, DHV Milieu en infrastructuur, Leersum, Rijksinstituut

voor Natuurbeheer. 64 p.

Zuiderwijk, A., 1991. Ringslangen en hun leefgebieden in Nederland. In: A.H.P. Stumpel en J.J. van Gelder (red). Natuurbeheer voor Reptielen en Amfibieën. RIN-rapport 2146. WARN-publicatie nr.7. 95 p.

BIJLAGEN

BIJLAGE 1. VERKLARENDE WOORDENLIJST

| | |
|-----------------------|--|
| Diversiteit: | in deze studie: de dichtheden waarin bepaalde soortengroepen dieren of planten aanwezig. De soortengroepen zijn in deze studie zo gekozen dat hoe meer soortengroepen er aanwezig zijn hoe groter de soortenrijkdom. Bij de waardering van de soortengroepen is de zeldzaamheid en bedreigdheid van de soorten van belang. |
| Doelcriteria: | de eerste afgeleide meetbare criteria voor een bepaald aspect van de natuurfunctie |
| Doelsoorten: | de biodiversiteitsdoelstelling is in de Nota Ecosysteemvisie uitgewerkt door middel van een lijst met soorten waarvoor het (rijks)natuurbeleid extra aandacht moet hebben. De criteria voor toekenning zijn de positie van Nederland in relatie tot de mondiale verspreiding van de soort, de nationale zeldzaamheid en de nationale trend in het voorkomen. |
| Evaluatie: | beoordeling; de evaluatie vooraf (ex-ante) is de beoordeling van verschillende alternatieve mogelijkheden, de evaluatie achteraf is de beoordeling van de gerealiseerde situatie of de uitvoering |
| Functies: | abstracte omschrijvingen van de gewenste goederen en diensten (produkten) |
| Grondvlak: | het totaal van de (oppervlakte van de) dwarsdoorsneden van alle bomen per ha (in m ²) |
| Kenmerkendheid: | de mate van aansluiting bij de ter plekke thuishorende bosgemeenschap (overlapt met natuurlijkheid) |
| Kroonbedekkingsperc.: | percentage van het grondoppervlak waarboven boomkronen aanwezig zijn |
| Multifunctioneel bos: | bos waar activiteiten worden uitgevoerd gericht (of bewust niet uitgevoerd) op de vervulling van meerdere functies (bos met een meervoudige functie) |
| Natuurlijkheid: | in deze studie: de mate van ongestoordheid, de mate van spontaniteit (zelfredzaamheid) en de mate van aansluiting bij de natuurlijke referentie (het volledig zijn). |
| Soortengroepen: | een groep van een aantal dieren of planten (in deze studie zg. "tussensoorten") die gelijke eisen stellen aan structuur- en samenstelling van het bos |
| Terreinkenmerken: | meetbare en door het beheer beïnvloedbare (binnen een termijn van 5 tot 10 jaar) kenmerken van de bosstructuur en -samenstelling |

BIJLAGE 2. SELECTIE PNV-TYPEN

Voor de selectie van de voor deze studie relevante PNV-typen worden hier twee selectiecriteria gehanteerd, namelijk:

- het actueel voorkomen;
Van het type moet nu meer dan 300 ha (willekeurige maat) voorkomen in het Nederlandse bos. Van de overige bossen wordt aangenomen dat deze grotendeels de bestemming bos met accent natuur zullen krijgen, vanwege de zeldzaamheid van het betreffende bostype.
- het wel of niet geschikt zijn voor meervoudig gebruik (waarbij vooral gelet is op de houtproductiefunctie) vanwege het gebruiksdoel van deze studie: beheersplanning bos met een meervoudige functievervulling.

De PNV-typen Korstmossen-Dennenbos, Berkenbroek, Kalk-Beukenbos, Esdoorn-Essenbos, Abelen-Iepenbos, Vogelkers-Essenbos, Bosmuur-Elzenbos, Elzenbronbos, Essenbronbos, Kalk-Elzenbroek, Moerasvaren-Elzenbroek, Berken-Elzenbroek en Koningsvaren-Elzenbroek vallen af vanwege omdat het actueel voorkomen in Nederland minder is dan 300 ha. Deels zouden deze PNV-typen ook afvallen door het criterium 'meervoudig gebruik'. Kraaiheide-Dennenbos, Duin-Eikenbos, Duin-Berkenbos, Ruigt-Elzenbos, Gewoon Elzenbroek en Schietwilgenbos vallen vanwege het criterium 'meervoudig gebruik' af. Zonder kostbare (cultuurtechnische) maatregelen zijn deze groeiplaatsen niet geschikt voor houtproductie. Deze bossen komen in de huidige situatie ook relatief weinig voor (minder dan 1000 ha, behalve Gewoon Elzenbroek dat minder dan 3000 ha voorkomt).

In totaal blijven dan 13 PNV-typen over.

Vanwege de vergelijkbaarheid qua samenstelling en structuur op het detailleringsniveau van deze studie worden de typen:

- Gierstgras en Parelgras-Beukenbos (13 en 14; beide Verbond de voedselrijke Beukenbossen Eu-Fagion);
 - en de beide Eiken-Haagbeukenbossen (17 en 18);
- samengenomen. Er blijven dan in totaal 11 typen over.

Dirkse (1993) komt op basis van een analyse van de gegevens van de Vierde bosstatistiek tot 9 bostypen (associaties); namelijk het Zomereiken-Berkenbos (Betulo-Quercetum), het Wintereiken-Beukenbos (Fago-Quercetum), Elzen-Eikenbos (Lysimachio-Quercetum), Duin-Berkenbos (Crataego-Betuletum), Bosandoorn-Eikenbos (Stachyo-Quercetum), Vogelkers-Essenbos (Pruno-Fraxinetum), Elzenbroekbos (Carici elongatae-Alnetum), Essen-Iepenbos (Fraxino-Ulmetum) en het Schietwilgenbos (Salicetum albae). Daarbij zijn drie typen (het Schietwilgenbos, het Duin-Berkenbos en het Elzenbroekbos voor deze studie niet relevant.

Tabel 42. De regelmatig voorkomende PNV-typen voor het Nederlandse bos met een meervoudige functievervulling (x 1000 ha).

| Nr. V/d Werf | Naam | Potentieel voorkomen | Actueel voorkomen |
|--------------|---|----------------------|-------------------|
| 2 | Kussentjesmos-Dennenbos (Leucobryo-Pinetum) | 1-3 | 1-3 |
| 6 | Berken-Zomereikenbos (Betulo-Quercetum roboris) | 30-100 | 10-30 |
| 7 | Vochtig Berken-Zomereikenbos (Betulo-Quercetum molinietosum) | 10-30 | 3-30 |
| 8 | Wintereiken-Beukenbos (Fago-Quercetum petraeae) | >300 | 30-100 |
| 9 | Vochtig Wintereiken-Beukenbos (Fago-Quercetum molinietosum) | 3-10 | 0,3-3 |
| 10 | Elzen-Eikenbos (Lysimachio-Quercetum) | 100-300 | 1-3 |
| 12 | Veldbies-Beukenbos (Luzulo-Fagetum) | 1-3 | 0,3-1 |
| 13 | Gierstgras-Beukenbos (Milio-Fagetum) | 30-100 | 1-3 |
| 14 | Parelgas-Beukenbos (Melico-Fagetum) | 1-3 | 0,3-1 |
| 17 | Eiken-Haagbeukenbos (Stellario-carpinetum) | 1-3 | 0,3-3 |
| 18 | Kampertoelierijk E.-H.bos (S.c. periclymenetosum) | 1-3 | 0,3-1 |
| 21 | (Droog) Essen-lepenbos (Fraxino-Ulmetum) | >300 | 1-3 |
| 22 | Elzenrijk Essen-lepenbos | >300 | 0,1-1 |

BIJLAGE 3. VLINDERS

Uit het totale aantal bosdagvlinders worden als indicatorsoorten die soorten genomen die:

- die tamelijk verspreid (6.5% van Nederland) voorkomen, behalve een aantal soorten die alleen voorkomen in weinig voorkomende bostypen, waardoor het biotoop ook relatief gering is. De verspreiding werd gemeten in het percentage uurhokken waarin de soort voorkomt (klasse 9 is 100-50%, 8: 50-25%, 7: 25-12,5%, 6: 12,5-6,3%, 5: 6,3-3,1%, 4: 3,1-1,6%, 3: 1,6-0,8%, 2: 0,8-0,4%, 1: 0,4-0,2%);
- vooral soorten die in bossen voorkomen waarvan de kroonbedekking klasse 3 of hoger is (Kroonbedekking klasse 1 is 100-85%, 2: 85-75%, 3: 75-55%, 4: 55-30%, 5: 30-10%, 6: 10-3%).

Daarnaast zijn een aantal soorten representatief voor een bepaalde groep. Zo worden de zandoogjes gerepresenteerd door het bruin en bont zandoogje.

De 12 geselecteerde vlindersoorten zijn de 12 indicatorsoorten voor de bosdagvlinderrijkdom voor deze studie. Deze soorten worden gedifferentieerd naar de verschillende groeiplaatsen (PNV-indeling) in verband met het voorkomen van de voor de betreffende vlinders noodzakelijke waardplanten. Het zijn soorten waarvoor als de geschikte habitat een relatief grote kans op voorkomen wordt ingeschat (los van eventuele isolatieaspecten van kleine, afgelegen bossen). Zie hiervoor ook de verspreiding van de indicatorsoorten over Nederland (tabel 43); het merendeel van de indicatorsoorten komt tamelijk verspreid over Nederland voor.

Tabel 43. De Nederlandse bosdagvlinders: verspreiding, talrijkheid en bij welke groeiplaatsen (PNV-typen) ze voorkomen.

| nr. Bink | soort | verspreiding | talrijk | 2 | 6-7 | 8-9 | 10 | 12 | 13-14 | 17-18 | 21-22 |
|-----------------------------|-------------------------|--------------|---------|---|-----|-----|----|----|-------|-------|-------|
| 2 | Aardbeidikkopje | 4 (7) | 7 | | | | | | + | + | + |
| 11 | Spiegeldikkopje | 3 | 6 | | o | o | | | | | |
| 12 | Bont dikkopje | 4 (5) | 6 | | o | o | | | | | |
| 15 | Geelsprietdikkopje | 7 | 6 | | | + | + | + | + | + | + |
| 18 | Groot dikkopje | 8 | 6 | | | o | + | + | + | + | + |
| 23 | Groot geaderd witje | 3 (7) | 2 | | | + | | | | | |
| 26 | Geaderd witje | 9 | 7 | | | + | + | + | + | + | + |
| 28 | Oranjetip | 8 | 5 | | | | | + | + | + | + |
| 35 | Citroentje | 9 | 6 | + | + | + | + | + | + | + | + |
| 36 | Sleedoornpage | 4 (6) | 4 | | | | | | | | |
| 37 | Eikepage | 7 | 5 | | + | + | + | + | + | + | + |
| 39 | Bruine eikepage | 5 (7) | 4 | | + | + | + | + | + | + | + |
| 43 | Groentje | 7 | 6 | + | + | | | | | | |
| 53 | Zilverblauwtje | 8 | 4 | + | + | + | + | + | + | + | + |
| 67 | Veenbesblauwtje | 2 (3) | 7 | | + | | | | | | |
| 80 | Grote weerschijnvlinder | 4 (6) | 3 | | | o | | + | + | + | + |
| 83 | Kleine ijsvogelvlinder | 6 | 4 | | | + | + | + | + | + | + |
| 87 | Atalanta | 9 | 6 | | | | + | + | + | + | + |
| 88 | Rouwmantel | 3 | 1-3 | | | + | | + | | + | + |
| 89 | Grote vos | 4 (7) | 2 | | | | | | + | + | + |
| 91 | Gehakkelde aurelia | 7 | 4 | | | + | + | + | + | + | + |
| 92 | Landkaartje | 8 | 5 | | | | + | + | + | + | + |
| 93 | Kelzersmantel | 3 | 1 | | | | | | | + | + |
| 110 | Bosvlekvlinder | 3 (6) | 7 | | + | + | | | + | + | + |
| 131 | Bruin zandoogje | 8 | 8 | | | + | | + | + | + | + |
| 132 | Oranje zandoogje | 8 | 8 | | o | + | | + | + | + | + |
| 134 | Hooibeestje | 9 | 6 | | | + | + | + | + | + | + |
| 139 | Koelvinkje | 8 | 7 | | | | + | + | + | + | + |
| 141 | Bont zandoogje | 8 | 6 | | | + | + | + | + | + | + |
| aantal soorten per PNV-type | | | | 3 | 7 | 15 | 14 | 19 | 17 | 23 | 20 |

+ = geschikt, o = vochtige variant; getal tussen haakjes bij verspreiding betreft situatie voor 1980

De talrijkheid (gemiddeld aantal geregistreerde vlinders per 25 km²) van de vlindersoorten wordt weergegeven door de klassen 9 (400-200), 8 (200-100), 7 (100-50), 6 (50-25), 5 (25-12,5), 4 (12,5-6,3), 3 (6,3-3,1), 2 (3,1-1,6), 1 (1,6-0,8)

BIJLAGE 4. VOGELS

Tabel 44. Dichtheden per 10 ha voor een aantal vogelsoorten in bossen met voornamelijk loof- of naaldbomen bij verschillende leeftijdsklassen op de Veluwe (naar: Lensink, 1990). loo = loofbomen, naa = naaldbomen, zj = zeer jong (bij benadering de open fase), jon = jong (de jonge fase), mo = middeloud (stakenfase), oud = oud (boomfase), bej = bejaard (oude boomfase).

| | loo zj | loo jon | loo mo | loo oud | loo bej | naa zj | naa jon | naa mo | naa oud | naa bej |
|---------------------------|-----------|------------|-----------|------------|------------|-----------|------------|-----------|------------|------------|
| Tortelduif | - | 0,7 | 0,4 | 0,4 | 0,0 | 0,1 | 0,9 | 0,4 | 0,1 | - |
| Ransuil | - | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 0,0 | - | 0,1 | 0,1 | 0,0 | - |
| Nachtzwaluw | - | - | - | - | - | - | 0,2 | - | - | - |
| Groene specht | - | - | 0,0 | 0,2 | 0,2 | - | - | - | 0,0 | 0,1 |
| Gr. bonte sp. | - | 1,0 | 2,4 | 3,0 | 2,5 | 0,5 | 0,4 | 1,2 | 2,8 | 2,7 |
| Kl. bonte sp. | - | 0,1 | 0,6 | 0,6 | 0,5 | - | - | 0,0 | 0,1 | 0,1 |
| Zwarte specht | - | - | 0,1 | 0,2 | 0,2 | - | - | 0,0 | 0,1 | 0,1 |
| Boompieper | 3,2 | 0,8 | 1,0 | 1,2 | 0,2 | 3,4 | 1,9 | 0,7 | 1,5 | 0,4 |
| Heggenus | 1,8 | 1,4 | 0,9 | 1,2 | 1,3 | 0,8 | 1,1 | 0,7 | 0,7 | 1,7 |
| Gr. lijster | 0,4 | - | 0,2 | 0,6 | 0,4 | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,3 | 0,2 |
| Zanglijster | 0,7 | 1,4 | 1,1 | 2,3 | 2,3 | 0,3 | 1,0 | 1,1 | 1,2 | 2,0 |
| Merel | 5,0 | 5,3 | 7,2 | 9,2 | 11,2 | 1,2 | 3,5 | 4,3 | 3,8 | 6,0 |
| Gekraagde roodstaart | - | 0,1 | 0,9 | 1,0 | 0,8 | 0,8 | 0,2 | 0,6 | 1,1 | 1,6 |
| Roodborst | 4,7 | 8,8 | 7,3 | 7,4 | 8,2 | 2,6 | 6,3 | 5,4 | 5,9 | 8,1 |
| Sprinkhaan- rietzanger | - | - | 0,0 | - | - | - | - | - | - | - |
| Bosriet- zanger | - | 4,0 | 0,8 | 0,4 | 0,0 | - | - | - | - | - |
| Spotvogel | - | - | 0,7 | 0,2 | - | - | 0,1 | 0,0 | 0,0 | - |
| Zwartkop | 2,9 | 4,5 | 3,4 | 3,8 | 2,3 | 0,8 | 2,2 | 1,7 | 2,4 | 1,3 |
| Tuinfluitier | 5,8 | 4,7 | 2,3 | 2,0 | 0,9 | 0,7 | 2,1 | 0,3 | 0,6 | 0,7 |
| Grasmus | 0,4 | 0,8 | 0,2 | 0,2 | 0,0 | 0,1 | - | - | - | - |
| Braamsluiper | - | - | 0,1 | 0,1 | - | - | - | 0,0 | 0,0 | - |
| Fitis | 10,1 | 8,5 | 3,4 | 1,9 | 0,3 | 4,9 | 8,3 | 0,9 | 1,9 | 1,2 |
| Tjiftjaf | 2,2 | 4,9 | 3,8 | 4,6 | 3,4 | 0,6 | 1,0 | 0,9 | 1,9 | 1,2 |
| Fluiter | - | 0,1 | 1,4 | 1,1 | 0,5 | - | - | 0,1 | 0,5 | 1,1 |
| Koolmees | 1,8 | 6,8 | 9,2 | 10,7 | 8,5 | 2,2 | 3,9 | 4,4 | 7,0 | 8,9 |
| Pimpelmees | 0,4 | 2,8 | 4,4 | 6,3 | 9,0 | 0,2 | 1,6 | 1,5 | 2,7 | 3,0 |
| Zwarte mees | 0,7 | 0,4 | 1,8 | 2,1 | 0,9 | 1,0 | 3,3 | 5,3 | 8,2 | 5,5 |
| Kuilmees | - | 0,6 | 0,9 | 0,7 | 0,4 | 0,8 | 2,2 | 3,3 | 4,1 | 2,6 |
| Glanskop | 0,4 | 0,4 | 1,0 | 1,8 | 2,3 | 0,1 | 0,7 | 0,4 | 0,8 | 1,4 |
| Matkop | 0,4 | 1,4 | 1,7 | 1,4 | 0,6 | 0,6 | 1,0 | 1,0 | 1,5 | 0,8 |
| Staatmees | 1,4 | 1,3 | 0,8 | 0,7 | 0,4 | 0,4 | 1,0 | 0,4 | 0,6 | 1,0 |
| Boomklever | - | 0,3 | 0,8 | 3,2 | 5,6 | - | - | 0,0 | 0,2 | 1,1 |
| Boomkruiper | 0,4 | 0,6 | 2,7 | 4,3 | 4,9 | 0,3 | 0,3 | 1,4 | 2,2 | 3,5 |
| Appelvink | - | - | 1,6 | 1,4 | 1,3 | - | 0,1 | 0,2 | 0,6 | 0,7 |
| Kneu | - | 2,2 | 0,1 | 0,1 | - | 0,3 | 0,1 | 0,0 | 0,0 | - |
| Vink | 1,8 | 3,0 | 9,3 | 10,7 | 9,7 | 3,0 | 4,2 | 7,1 | 9,8 | 12,8 |
| Wielewaal | - | 0,1 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | - | - | - | - | - |
| Vlaamse gaai | 0,4 | 0,8 | 1,2 | 1,1 | 1,1 | 1,1 | 0,1 | 0,7 | 1,2 | 1,0 |

Tabel 45. Broedvogeldichtheden in paren per 10 ha in naaldbossen in de omgeving van Winterswijk (naar: Vogelwerkgroep Zuidoost-Achterhoek 1985).

| | naa kaa | gro mo | gro oud | fij jon | fi mo |
|-------------------------|------------|-----------|------------|------------|----------|
| Groene specht | - | 0,2 | 0,2 | - | - |
| Zwarte specht | - | 0,2 | 0,2 | - | - |
| Grote bonte specht | - | 1,5 | 4,5 | 0,6 | 0,7 |
| Kleine bonte specht | - | - | 0,2 | - | 0,4 |
| Boompieper | 6,5 | 2,5 | 1,5 | - | 0,7 |
| Heggenus | 4,8 | 2,6 | 4,8 | 8,5 | 4,6 |
| Roodborst | 2,8 | 11,1 | 21,6 | 13,6 | 7,8 |
| Gekraagde roodstaart | - | 1,8 | 4,1 | - | 1,1 |
| Mereel | 2,4 | 11,5 | 22,6 | 25,5 | 15,3 |
| Zanglijster | 0,7 | 4,6 | 9,3 | 21,0 | 13,2 |
| Grote lijster | 0,3 | 0,5 | 1,0 | - | 0,7 |
| Bosrietzanger | 0,3 | - | - | - | - |
| Sootvogel | - | 0,2 | 0,2 | - | - |
| Braamsluiper | 0,7 | - | - | 4,5 | 1,8 |
| Tuinfluitler | 0,7 | 2,2 | 2,9 | 5,7 | 1,8 |
| Grasmus | 3,1 | 0,2 | 0,2 | 1,7 | 0,7 |
| Zwartkop | 0,7 | 4,0 | 9,9 | 7,9 | 6,8 |
| Fluiter | - | 0,2 | 0,8 | - | - |
| Tjiftjaf | - | 8,6 | 17,1 | 6,8 | 9,3 |
| Fitis | 3,4 | 8,9 | 11,4 | 22,1 | 10,3 |
| Staartmees | 3,7 | 1,1 | 0,6 | 3,4 | 1,8 |
| Glanskop | - | 0,7 | 2,0 | 1,1 | 1,1 |
| Matkop | 0,7 | 3,1 | 4,1 | 2,1 | 5,2 |
| Kulfmee | - | 2,4 | 2,9 | 1,7 | 2,1 |
| Zwarte mees | - | 4,2 | 7,0 | 0,6 | 4,6 |
| Pimpelmees | - | 3,3 | 3,9 | 2,8 | 2,1 |
| Koolmees | 1,4 | 8,6 | 13,3 | 6,8 | 6,4 |
| Boomklever | 0,3 | 0,2 | 0,6 | - | - |
| Boomkruiper | 0,7 | 2,2 | 5,7 | 1,1 | 0,7 |
| Vlaamse gaai | 0,3 | 2,8 | 2,6 | 4,0 | 1,4 |
| Vink | 1,0 | 6,0 | 14,4 | 9,6 | 6,8 |
| Appelvink | - | 0,5 | 1,0 | - | - |

naa = naaldbos, gro = grove den, fij = fijnspar, kaa = kaalkap, jon = jong, mo = middeloud, oud = oud

Tabel 46. Broedvogeldichtheden per 10 ha in bostypen in Noord-Brabant (naar: Eggenhuizen, 1990).
 loo = loofbomen, naa = naaldbomen, zj = zeer jong (bij benadering de open fase), jon = jong
 (de jonge fase), mo = middeloud (stakenfase), oud = oud (boomfase), bej = bejaard (oude
 boomfase).

| | kap jon | den mo | den oud | den jon | dou mo | dou oud | dou oud | lar |
|---------------------------|------------|-----------|------------|------------|-----------|------------|------------|------|
| Ransuil | - | 0,75 | 1,1 | 0,6 | - | 0,65 | 0,8 | - |
| Groene specht | - | 0,8 | - | 1,3 | - | 0,65 | 0,8 | - |
| Kl. bonte specht | - | - | - | 0,2 | - | - | - | - |
| Boompieper | 3,5 | 1,4 | - | 1,9 | 1,0 | - | - | - |
| Gekraagde rood- staart | - | - | - | 0,9 | - | - | - | - |
| Staartmees | - | - | - | - | - | - | - | - |
| Glanskop | - | 0,55 | 0,55 | 0,55 | - | - | - | - |
| Boomklever | - | - | 2,5 | - | - | - | - | - |
| Boomkruiper | - | - | 1,9 | 4,3 | - | - | 1,3 | - |
| Wielewaal | - | - | - | - | - | 1,6 | - | 0,75 |
| Appelvink | - | - | 0,8 | 1,6 | - | - | - | - |

| | naa gem mo | naa gem oud | eik gem mo | eik gem oud | loo oud | bos mo | bos oud |
|---------------------------|------------------|-------------------|------------------|-------------------|------------|-----------|------------|
| Ransuil | 2,2 | 0,7 | - | - | - | - | - |
| Groene specht | 2,0 | - | - | - | - | - | 1,1 |
| Kl. bonte specht | - | - | - | 0,8 | - | - | 1,1 |
| Boompieper | - | - | - | - | - | - | - |
| Gekraagde rood- staart | - | 1,0 | - | 0,76 | 0,86 | 0,9 | 2,8 |
| Staartmees | - | 0,7 | - | 0,7 | 2,0 | - | - |
| Glanskop | - | 3,0 | 0,8 | 1,3 | 0,75 | - | 0,5 |
| Boomklever | 2,5 | 0,86 | 3,3 | 5,6 | 0,8 | 0,9 | 3,7 |
| Boomkruiper | 1,6 | 1,7 | 0,8 | 6,5 | 4,1 | 0,7 | 2,6 |
| Wielewaal | - | - | - | - | - | - | - |
| Appelvink | 0,8 | 1,0 | 0,8 | 2,3 | 0,8 | - | 0,75 |

BIJLAGE 5. BOSFLORA

Tabel 47. Mate van voorkomen (met RIN gewogen frequenties in percentage van het totaal aantal plots) van de plantensoorten in de plots van de Vierde Bosstatistiek gerangschikt naar hoofdboomsoort. Voor het bostype: *Betula-Quercetum* (Berken-zomereikenbos).

| | hoofdboomsoort* | | | | |
|--------------------|-----------------|----|----|----|----|
| | gd | ei | br | dg | fs |
| rankende helmbloem | 10 | 17 | 1 | 5 | 3 |
| blauwe bosbes | 40 | 50 | 31 | 9 | 15 |
| schapegras | 8 | 27 | 13 | 0 | 12 |
| braam | 28 | 51 | 32 | 41 | 64 |
| brede stekelvaren | 21 | 8 | 5 | 29 | 34 |
| smalle stekelvaren | 19 | 19 | 14 | 41 | 40 |
| schapezuring | 23 | 26 | 21 | 59 | 55 |
| pilzegge | 19 | 32 | 31 | 58 | 22 |
| wilgenroosje | 13 | 18 | 14 | 32 | 18 |
| struikhei | 54 | 39 | 65 | 22 | 64 |
| liggend walstro | 17 | 22 | 33 | 14 | 32 |
| pijpestrootje | 43 | 25 | 67 | 37 | 57 |
| <hr/> | | | | | |
| Amer. vogelkers | 49 | 57 | 9 | 12 | 24 |
| zomereik | 69 | 77 | 50 | 31 | 33 |
| lijsterbes | 53 | 70 | 13 | 69 | 39 |
| sporkehout | 41 | 49 | 14 | 11 | 45 |
| ruwe berk | 44 | 33 | 15 | 33 | 52 |
| zachte berk | 10 | 16 | 30 | 11 | 9 |

*) gd = grove den; ei = inlandse eik; be = berk; dg = douglas; fs = fijnspar

Tabel 48. *Mate van voorkomen (met RIN of Cargo gewogen frequenties in percentage van het totale aantal plots) van de plantensoorten in de plots van de Vierde Bosstatistiek, gerangschikt naar hoofdboomsoort. Voor het bostype: Fago-Quercetum (Wintereiken-beukenbos).*

| | hoofdboomsoort* | | | | | | |
|--------------------|-----------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | ei | gd | la | dg | fs | br | bk |
| kamperfoelie | 43 | 25 | 15 | 7 | 18 | 31 | 1 |
| vogelmuur | 18 | 19 | 15 | 18 | 21 | 5 | 2 |
| pilzegge | 28 | 17 | 20 | 26 | 19 | 14 | 3 |
| gewone hennepnetel | 23 | 39 | 17 | 3 | 17 | 19 | 8 |
| brede stekelvaren | 37 | 49 | 25 | 41 | 63 | 22 | 17 |
| blauwe bosbes | 14 | 29 | 29 | 20 | 27 | 22 | 6 |
| smalle stekelvaren | 18 | 37 | 50 | 29 | 44 | 31 | 9 |
| bochtige smele | 34 | 55 | 63 | 55 | 33 | 53 | 21 |
| schapezuring | 9 | 15 | 34 | 27 | 42 | 8 | 1 |
| pijpestrootje | 23 | 42 | 50 | 20 | 42 | 45 | 6 |
| wilgeroosje | 6 | 8 | 28 | 16 | 45 | 22 | 3 |
| struikhei | 2 | 6 | 21 | 15 | 24 | 2 | 0 |
| zachte witbol | 12 | 9 | 26 | 9 | 24 | 14 | 8 |
| rankende helmbloem | 20 | 32 | 26 | 31 | 42 | 17 | 22 |
| gewoon struisgras | 13 | 2 | 18 | 9 | 17 | 19 | 6 |
| braam | 69 | 57 | 35 | 36 | 46 | 76 | 21 |
| <hr/> | | | | | | | |
| lijsterbes | 72 | 68 | 79 | 50 | 51 | 79 | 33 |
| sporkehout | 24 | 33 | 27 | 11 | 20 | 45 | 10 |
| zomereik | 42 | 40 | 46 | 22 | 53 | 34 | 19 |
| Amer. vogelkers | 42 | 50 | 49 | 31 | 57 | 47 | 17 |
| ruwe berk | 3 | 24 | 15 | 21 | 20 | 26 | 0 |
| zachte berk | 8 | 7 | 47 | 7 | 18 | 24 | 0 |
| Amer. eik | 11 | 37 | 16 | 19 | 25 | 39 | 27 |
| beuk | 23 | 15 | 24 | 20 | 15 | 6 | 25 |
| esdoorn | 19 | 6 | 4 | 3 | 12 | 18 | 8 |
| hulst | 33 | 8 | 1 | 7 | 22 | 14 | 8 |
| vlier | 19 | 6 | 6 | 8 | 23 | 13 | 8 |

*) gd = grove den; la = lariks; bk = beuk; ei = inlandse eik; br = berk; dg = douglas; fs = fijnspar

Tabel 49. Mate van voorkomen (met Cargo gewogen frequenties in percentage van het totale aantal plots) van de plantensoorten in de plots van de Vierde Bosstatistiek gerangschikt naar hoofdboomsoort. Voor het bostype: *Stachyo-Quercetum* (Bosandoorn-eikenbos).

| | hoofdboomsoort* | | | |
|-----------------------|-----------------|-----------|-----------|-----------|
| | ei | bk | es | po |
| kamperfoelie | 17 | 13 | 13 | 18 |
| dagkoekoeksbloem | 21 | 1 | 10 | 14 |
| ridderzuring | 30 | 0 | 10 | 14 |
| kruipende boterbloem | 31 | 5 | 10 | 24 |
| vogelmuur | 38 | 6 | 11 | 42 |
| zachte witbol | 16 | 13 | 0 | 20 |
| vogelkers | 13 | 3 | 21 | 14 |
| drienerfmuur | 14 | 6 | 17 | 20 |
| veelbl. salomonszegel | 12 | 20 | 48 | 8 |
| speenkruid | 5 | 1 | 32 | 18 |
| bosandoorn | 1 | 11 | 31 | 30 |
| kleefkruid | 12 | 19 | 35 | 36 |
| ruw beemdgras | 36 | 23 | 52 | 58 |
| aalbes | 11 | 1 | 22 | 27 |
| paardebloem | 11 | 11 | 23 | 20 |
| grote brandnetel | 45 | 37 | 66 | 75 |
| gewone hennepnetel | 17 | 21 | 43 | 74 |
| smalle stekelvaren | 23 | 32 | 36 | 31 |
| mannetjesvaren | 4 | 12 | 26 | 17 |
| robertskruid | 10 | 6 | 29 | 2 |
| nagelkruid | 18 | 10 | 38 | 14 |
| klimop | 26 | 35 | 69 | 30 |
| dauwbraam | 10 | 11 | 40 | 12 |
| smalle stekelvaren | 5 | 13 | 19 | 31 |
| hondsdrif | 26 | 2 | 16 | 60 |
| braam | 42 | 28 | 51 | 70 |
| witbol | 17 | 12 | 8 | 58 |
| ----- | | | | |
| lijsterbes | 40 | 34 | 34 | 30 |
| Amer. vogelkers | 12 | 17 | 0 | 28 |
| vlier | 46 | 18 | 27 | 48 |
| beuk | 3 | 40 | 2 | 0 |
| esdoorn | 52 | 41 | 53 | 22 |
| hazelaar | 12 | 11 | 31 | 18 |
| es | 14 | 27 | 65 | 21 |
| eenstijl. meidoorn | 15 | 17 | 33 | 31 |
| zomereik | 11 | 18 | 34 | 45 |

*) ei = eik; bk = beuk; po = populier

Tabel 50. Mate van voorkomen (met Cargo gewogen frequenties in percentage van het totale aantal plots) van de plantensoorten in de plots van de Vierde Bosstatistiek gerangschikt naar hoofdboomsoort. Voor het bostype: Fraxino-Ulmetum (Essen-lepenbos).

| | hoofdboomsoort* es pop | |
|----------------------|---------------------------|-----------|
| kleefkruid | 99 | 82 |
| ruw beemdgras | 72 | 63 |
| paardebloem | 28 | 20 |
| grote brandnetel | 100 | 97 |
| ----- | | |
| fluitekruid | 30 | 14 |
| speenkruid | 30 | 19 |
| nagelkruid | 30 | 21 |
| vossestaart | 0 | 38 |
| engelwortel | 0 | 35 |
| riet | 0 | 33 |
| haagwinde | 0 | 31 |
| vogelmuur | 0 | 27 |
| bitterzoet | 0 | 24 |
| akkerdistel | 0 | 22 |
| koninginnekruid | 0 | 13 |
| witbol | 1 | 38 |
| rietgras | 1 | 32 |
| speerdistel | 1 | 17 |
| kropaar | 5 | 14 |
| look-zonder-look | 5 | 30 |
| moerasspiraea | 5 | 32 |
| kruipende boterbloem | 6 | 44 |
| bereklaauw | 8 | 31 |
| smeerwortel | 9 | 15 |
| ridderzuring | 11 | 17 |
| dauwbraam | 20 | 25 |
| braam | 29 | 33 |
| gewone hennepnetel | 42 | 60 |
| hondsdrif | 47 | 68 |
| ----- | | |
| eenstijlige meidoorn | 62 | 2 |
| es | 59 | 6 |
| vlier | 6 | 19 |

*) po = populier

BIJLAGE 6. VERTICALE STRUCTUUR

De ontwikkeling van de verschillende lagen (gerelateerd aan de PNV), betreft hier:

- de verticale structuur van de boomlaag (één laag; verscheidene lagen willekeurig door elkaar heen, twee lagen etc.).
- de ontwikkeling van de struiklaag.

Verticale structuur boomlaag

Bij het merendeel van de PNV-typen is weinig tot geen verticale differentiatie aanwezig (Kussentjesmos-Dennenbos, Berken-Zomereikenbossen, Winter-eiken-Beukenbossen). Bij het Wintereiken-Beukenbos en Veldbies-, Gierst-gras- en Parelgras-Beukenbossen komen eventueel enige jongere beuken in de tweede boomlaag voor. De Eiken-Haagbeukenbossen hebben een duidelijk ontwikkelde 2e boomlaag (haagbeuk en jongere exemplaren andere boomsoorten). De Eiken-Haagbeukenbossen en de Essen-lepenbossen hebben ook een beter ontwikkelde verticale differentiatie in de boomlaag (Van der Werf, 1991). In het algemeen geldt hoe armer de bodem, hoe minder structuur en hoe meer de verjonging in open plekken plaatsvindt.

Gezien het ontbreken van verticale structuur in de boomlaag bij veel PNV-typen wordt de verticale structuur van de boomlaag niet in de methodiek opgenomen. In de in § 4.2 genoemde terreinkenmerken wordt al een belangrijk deel van de totale structuurdifferentiatie meegenomen.

Ontwikkeling struiketage

De struiklaag is bij veel PNV-typen niet tot zeer matig ontwikkeld (Kussentjesmos-Dennenbos, Berken-Zomereikenbossen, Wintereiken-Beukenbossen, Beukenbossen) behalve in open plekken. Alleen Elzen-Eikenbos (5-20% bedekking), de Eiken-Haagbeukenbossen en de Essen-lepenbossen hebben een hogere bedekking van de struiklaag (Van der Werf, 1991). In een aantal bostypen geldt ook het omgekeerde, namelijk dat een sterke ontwikkeling van de struiketage wijst op een minder natuurlijk bos, bijvoorbeeld omdat beuk door eik/es is vervangen en/of de beheersvorm hakhout was/is (mondelinge mededeling Van der Werf).

Gezien het ontbreken van een struiklaag bij veel PNV-typen en het ontbreken van een duidelijk beeld van de struiklaag in het natuurlijke bos wordt de struiklaag van de boomlaag niet in de methodiek opgenomen.

Het bestellen van IBN-rapporten

IBN-rapporten kunnen besteld worden door overschrijving van het verschuldigde bedrag op gironummer 94 85 40 of banknummer 53.91.05.988 van het Instituut voor Bos- en Natuuronderzoek (IBN-DLO) te Wageningen. Vermeld op de overschrijving het nummer van het gewenste IBN-rapport (en naam en afleveradres als die afwijken van de naam en adres op de overschrijving).

Gebruik geen verzamelgiro omdat het adres van de besteller niet op onze bijschrijving komt zodat het bestelde niet kan worden toegezonden.

- 001 M.S.S. Lavaleije & N. Dankers 1993. Voorstudie naar de effecten van de garnalenvisserij op de bodemfauna, met advies over te sluiten gebieden en uit te voeren onderzoek. 36 p. f 10,-
- 002 A.F.M. van Hees 1993. 'Tussen de Goren' bosreservaat Chaam; bossamenstelling en structuur in de steekproefcirkels. 93 p. f 25,-
- 003 G.J.D.M. Müskens & S. Broekhuizen 1993. Migratie bij Nederlandse dassen *Meles meles* (L., 1758). 33 p. f 10,-
- 004 P.F.M. Verdonschot, J.A. Schot & M.R. Scheffers 1993. Potentiële ecologische ontwikkelingen in het aquatisch deel van het Dinkelsysteem; onderdeel van het NBP-project Ecologisch onderzoek Dinkelsysteem. 128 p. f 35,-
- 005 M.A. Elbers & P.E.T. Douben 1993. Effecten van stoffen op de Nederlandse natuur; een inventarisatie. 92 p. f 25,-
- 006 J.J.W.M. Brouns, C. van der Kraan, E. Schurink, K.W. Smilde & H.J.P.A. Verkaar 1993. Saneringstechnieken in het landelijke gebied. 76 p. f 20,-
- 007 W. Schuring, A. Boekestein, K. Hulsteijn & F. Thiel 1993. De verdamping van stadsbomen; huidmondjesfrequenties en -afmetingen van enige voor het stedelijk groen interessante boomsoorten. 39 p. f 10,-
- 008 A.L.J. Wijnhoven 1993. Biologisch-ecologische studie 'De Warande' Oosterhout; de effecten van de bouw van 14 grote woonhuizen op de actuele en potentiële natuurwaarden van het zuidelijk deel van het recreatieoord 'De Warande'. 23 p. f 10,-
- 009 P.J.W. Hinssen 1993. Planning, gebruik en beheer van de stedelijke groene ruimte; een verkenning van de ontwikkelingen in de openbare groene ruimte, kwalitatief en kwantitatief, en een aanzet tot een systematiek voor de planning en evaluatie. 65 p. f 20,-
- 010 C.D. Léon 1993. Kwaliteit van en herstelparameters voor chemisch belaste ecosystemen. 185 p. f 45,-
- 011 F.J.J. Niewold 1993. Raamplan voor behoud en herstel van de leefgebieden van korhoenders (*Tetrao tetrix*) in Midden-Brabant. 158 p. f 35,-
- 012 H. Siepel et al. 1993. De internationale betekenis van Nederland voor de fauna; 1. de terrestrische fauna. 234 p. f 60,-
- 013 H.C. Greven (red.) 1993. Bermbeheer Zuid-Holland; de ontwikkeling van een beslismodel voor ontwikkeling van natuurlijke vegetaties in wegbermen. 75 p. f 20,-
- 014 F.J.J. Niewold 1993. Effectiviteit bij de muskusrattenbestrijding: muskusrattenvangsten tijdens een onderzoek naar onbedoeld gevangen dieren. 46 p. f 15,-

- 015 H.N. Siebel 1993. Bosontwikkeling in de Lauwersmeer; de te verwachten gevolgen van de veranderingen in de waterhuishouding voor de bosontwikkeling in het Ballastplaatbos, het Diepsterbos en het Zomerhuisbos. 27 p. f 10,-
- 016 L.M.J. van den Bergh, A.L. Spaans & J.E. Winkelman 1993. De mogelijke hinder van een 25 MW windpark voor vogels op twee potentiële locaties in Noord-Groningen. 95 p. f 25,-
- 017 S.W.L. Stevens 1993. 'La carte s'il vous plaît?'; kaarten van de compartimenten van het Nationaal Bosbegrazingsonderzoek. 76 p. f 20,-
- 018 L. Jans 1993. Inventarisatie van de natuurlijke verjonging van de dominante boomsoorten in het bosgebied van het nationale park 'De Hoge Veluwe' 61 p. f 20,-
- 019 N.H. Edelenbosch & P.W. Goedhart 1993. Een methode voor het bepalen van het aanwezige volume per rondhoutsortiment in een partij hout die op stam verkocht wordt; een studie voor de grove den. 46 p. f 15,-
- 020 N.C.M. Maes 1993. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken; deelproject: Randvoorwaarden en knelpunten bij behoud en toepassing van inheems genenmateriaal. 86 p. f 25,-
- 021 M.A.P. Horsthuis & J.H.J. Schaminée 1993. Verspreiding en ecologische spectra van 24 plantengemeenschappen in Nederland. 170 p. f 45,-
- 022 T.A. de Boer 1993. Het gebruik van binnen- en buitenstedelijk groen in Utrecht. 101 p. f 35,-
- 023 H. Siepel et al. 1993. De internationale betekenis van Nederland voor de fauna; 2. de aquatische fauna. 112 p. f 35,-
- 024 H.J. Hekhuis 1993. Het toezicht op de naleving van het natuur- en milieubeschermingsrecht in de knel? Knelpunten in een coördinatie van het toezicht op de Veluwe. 112 p. f 35,-
- 025 A. P. Oost & K.S. Dijkema 1993. Effecten van bodemdaling door gaswinning in de Waddenzee. 149 p. f 35,-
- 026 A.J. Beintema 1993. Broedprestaties van de zwarte stern in 1992; eerste resultaten van een onderzoek naar de factoren die het voorkomen van de zwarte stern in Nederland bepalen. 44 p. f 15,-
- 027 L.M.J. van den Bergh & A.L. Spaans 1993. De mogelijke hinder van een 10 MW windpark langs de Noordermeerdijk (NOP) voor vogels. 95 p. f 25,-
- 028 L.M.J. van den Bergh & A.L. Spaans 1993. De mogelijke hinder van een 8 MW windpark langs de Zuidermeerdijk (NOP) voor vogels. 82 p. f 25,-
- 029 J.L. Guldemond 1993. Adviesnota met aanvullende expertise inzake het integraal structuurplan buitenruimte Kralingse Bos in relatie tot de gewenste ruimtelijke uitbreiding van het C.H.I.O. 26 p. f 10,-
- 030 P.F.M. Verdonschot & B. van de Wetering 1993. Naar een ecologische indeling van sloten, weteningen en 'genormaliseerde' laaglandbeken in Gelderland. 119 p. f 35,-
- 031 A.L.J. Wijnhoven 1993. Biologisch-ecologische effectenstudie "Vrachelen" Oosterhout. 81 p. f 25,-
- 032 J.A. Schot & P.F.M. Verdonschot 1993. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijkerven 4; monitoring en signalering 1990-1992. 40 p. f 10,-
- 033 A.H.P. Stumpel & H. Siepel 1993. Naar meetnetten voor reptielen en amfibieën. 114 p. f 35,-
- 034 J.H. Spijker 1993. Evaluatie terreinbeheer Esso-Benelux. 35 p. f 10,-
- 035 G. van Wirdum 1993. Ecosysteemvisie Hoogvenen. 148 p. f 35,-

- 036 P.A.G. Schouwenberg 1993. Onderzoek naar de gevolgen van verplaatsing van het waterinlaatpunt voor de boezem van Noordwest-Overijssel naar het gemaal Stroink. 64 p. f 20,-
- 037 F.J.J. Niewold 1993. Inrichting en beheer van de Sallandse Heuvelrug en het Wierdense Veld ten behoeve van een duurzame korhoenpopulatie. 149 p. f 35,-
- 038 J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1993. De invloed van stikstof in de ontlastings van honden op de vegetatie in voedselarme bos- en natuurterreinen. 30 p. f 10,-
- 039 J.B. den Ouden 1993. Het aangestroomde oppervlak van geïnundeerde ooibossen in diverse ontwikkelingsstadia; een bijdrage ter berekening van de stromingsweerstand van ooibossen. 72 p. f 12,50
- 040 A.P.P.M. Clerkx & A.F.M. van Hees 1993. Het vochtgehalte in de strooisellaag onder verschillende vegetaties in twee grove-dennenopstanden. 34 p. f 10,-
- 041 N.C.M. Maes 1993. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken deelproject: Inventarisatie inheems genemateriaal in Oost-Twente, Rivierengebied en Zuid-Limburg. 87 p. f 25,-
- 042 W.K.R.E. van Wingerden, A.H.P. Stumpel & J.W.G. van Osch 1993. Vegetatie en fauna van de Vallei van het Veen (Vlieland) voorafgaande aan begrazing. 82 p. f 25,-
- 043 M. Claringboud & S.P. Tjallingii 1993. Groene en blauwe structuren; een ecologische aanloop voor de 'Waalprong'. 46 p. f 25,-
- 044 J.P. Peeters 1993. Beplantingsproef Broekpolder. 78 p. f 20,-
- 045 J. Kopinga & C. Das 1993. Onderzoek naar de oorzaken van de groeistagnatie van de essenbeplanting (*Fraxinus excelsior*) langs de 'Dorpenweg' (Lith-Ravenstein). 38 p. f 10,-
- 046 G.J. Maas, C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1993. Vervolgonderzoek naar oorzaken van de verminderde vitaliteit van zomereik in het duingebied van Nederland. 46 p. f 15,-
- 047 H.N. Siebel 1993. Indicatiegetallen van blad- en levermossen. 45 p. f 35,-
- 048 C.A. van den Berg & A. Oosterbaan 1993. Voorlopige resultaten van een onderzoek naar de invloed van insektenbestrijding en bemesting op de vitaliteit van verzwakte zomereiken. 37 p. f 10,-
- 049 J.H. Bossinade, J. van den Bergs & K.S. Dijkema 1993. De invloed van de wind op het jaargemiddelde hoogwater langs de Friese en Groninger waddenkust. 22 p. f 10,-
- 050 C.C. Vos 1993. Versnippering en landinrichting in Zeeuws-Vlaanderen. Deel 1. Boomkijkers. 80 p. f 25,-
- 051 B.A. Nolet 1993. Terugkeer van de bever: herintroductie van de bever in de Biesbos. 111 p. f 35,-
- 052 H. van Dam, A. Mertens & L.M. Janmaat 1993. De invloed van atmosferische depositie op diatomeeën en chemische samenstelling van het water in sprengen, beken en bronnen. 128 p. f 35,-
- 053 R.P.B. Foppen 1993. Versnippering en landinrichting in Zeeuws-Vlaanderen. Deel II. Moerasvogels. 65 p. f 20,-
- 054 R.H.M. Peltzer 1993. Het recreatief gebruik van het Stroomdallandschap Drentsche A. 157 p. f 35,-

- 055 S. Broekhuizen, G.J.D.M. Müskens & K. Sandifort 1994. Invloed van sterfte door verkeer op de voortplanting bij dassen. 39 p. f 15,-
- 056 H.J. Hekhuis & S.M.G. de Vries 1994. Duurzaam rijshout voor de kwelderwerken; onderzoek naar een goedkoper onderhoud van de rijshoutdammen in de Waddenzee. 49 p. f 15,-
- 057 H.J.J. Kroon 1994. Het recreatief gebruik van bossen en natuurgebieden in Brabant en Limburg; een regionale enquête in oostelijk Noord-Brabant en noordelijk Limburg. 56 p. f 15,-
- 058 J.J.L. Sluijsmans 1994. Planning, gebruik en beheer van de stedelijke groene ruimte; pilot-studie naar de kosten van de stedelijke groene ruimte. 41 p. f 15,-
- 059 L.G. Moraal 1994. Onderzoek naar de preventie van het wildafweermiddel Wöbra tegen de populiereglasvlinder, *Paranthrene tabaniformis*. 19 p. f 10,-
- 061 J.J.L. Sluijsmans, A. Koster, S.P. Tjallingii & W. Kerkhoven 1994. Eind-evaluatie van het project De Grote Pimpernel. 35 p. f 10,-
- 062 M. Claringbould & J. van de Vlucht 1994. De kwaliteit van de ruimte in cijfers. Deel 2 Waardering van de kwaliteit van de openbare ruimte, met accent op de rol van het groen daarin, in negen Utrechtse wijken. 70 p. f 20,-
- 063 J.J.L. Sluijsmans 1994. Praktijkervaringen met het terugdringen van het gebruik van chemische middelen op verhardingen; een inventarisatie in zeven stadsdelen in de gemeente Amsterdam. 49 p. f 15,-
- 064 L.J. van Os 1994. Tussentijdse evaluatie van de opnamemethode van het SILVI-STAR monitoringsysteem. 13 p. f 10,-
- 066 T.A. de Boer 1994. Verkeerstellingen in 1988, 1989 en 1990/1991 in een aantal beheersgebieden van het Staatsbosbeheer. 125 p. f 35,-
- 068 P. Opdam (red.) 1994. Monitoring van biotische elementen na maatregelen in de landbouwenclave "De Driesprong", gemeente Ede. 38 p. f 10,-
- 069 M.J.G. Talsma & P.F.M. Verdonschot 1994. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 5. 73 p. f 20,-
- 070 P.F.M. Verdonschot, H.G. Mosterdijk, J.A. Schot & W. Cellarius 1994. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 6. 63 p. f 20,-
- 071 J.A. Schot & P.F.M. Verdonschot 1994. Steekmuggen (Culicidae) in de Engbertsdijksvenen 7; monitoring 1993. 36 p. f 10,-
- 072 W.F. van der Hoek & P.F.M. Verdonschot 1994. Functionele karakterisering van aquatische ecotootypen. 136 p. f 35,-
- 073 H.M. Beije, P. Moen & A.L.J. Wijnhoven (red.) 1994. Een nieuwe kijk op hei; verslag van de heideworkshop gehouden op 25 mei 1993 te Wageningen. 64 p. f 20,-
- 074 A. Oosterbaan 1994. Wortelontwikkeling van plugplanten in vergelijking met traditioneel geteelde planten van grove den enkele jaren na de aanleg. 21 p. f 10,-
- 075 A.H. Prins, Th. van der Sluis, G. van Wirdum 1994. Mogelijkheden voor de brakwatervegetaties in Polder Westzaan. 96 p. f 25,-
- 076 N.C.M. Maes 1994. Genetische kwaliteit inheemse bomen en struiken; deelproject: Inheems genenmateriaal in de Achterhoek rond Winterswijk. 75 p. f 20,-
- 077 C.J. Smit 1994. Alternatieve voedselbronnen voor schelpdier-etende vogels in Nederlandse getijdewateren. 80 p. f 12,50

- 078 H.J. Hekhuis, J.G. de Molenaar & D.A. Jonkers 1994. Het sturen van natuurwaarden door bosbedrijven; een evaluatiemethode voor multifunctionele bossen. 146 p. f 35,-